

MÉTHODOLOGIE POUR LA RÉALISATION DE PROGRAMMES DE TRANSFERT
D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES

Par
Evelyne Paquette-Boisclair

Essai présenté au Centre universitaire de formation
en environnement et développement durable en vue
de l'obtention du grade de maîtrise en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Stéphane Tanguay

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Février 2019

SOMMAIRE

Mots clés : animal, conservation, espèce, gestion, méthode, méthodologie, réintroduction, succès, transfert, translocation

Depuis le dernier siècle, les activités anthropiques ne cessent d'engendrer des modifications importantes aux écosystèmes planétaires. Ces changements ont des conséquences considérables sur la biodiversité; on assiste à une vitesse d'extinction sans précédent des espèces à l'échelle de la planète. Pour faire face à cette crise, la réintroduction d'espèces, née de la discipline de la biologie de la conservation, s'avère une pratique de plus en plus courante. Cependant, le faible taux de succès qu'ont connu beaucoup de programmes de réintroduction et d'autres types de transfert par le passé reflète les nombreuses difficultés que rencontrent les gestionnaires pour mettre à exécution ces projets. L'objectif de cet essai est d'analyser les pratiques de programmes de réintroduction et de transfert existants, afin de proposer une méthodologie efficace pour leur réalisation aux gestionnaires de ceux-ci. Plusieurs objectifs spécifiques ont été établis pour permettre l'atteinte de cet objectif général. En résumé, ceux-ci consistaient à dresser un portrait de la réintroduction, identifier les facteurs à considérer pour la réalisation de projets de réintroduction, proposer une méthodologie pour les réaliser de manière efficace, analyser cette méthodologie et émettre des recommandations à cet effet.

La méthodologie proposée dans cet essai pour la réalisation de programmes de transfert se fonde sur les facteurs de succès et d'échec des projets antérieurs et les pratiques les plus recommandées dans la littérature scientifique. L'analyse de la méthodologie met en lumière ses forces, ses faiblesses, ses opportunités et ses menaces. Par exemple, la méthodologie est appropriée et efficace pour sauvegarder une espèce en situation précaire et pour restaurer une fonction écologique au sein d'un écosystème. Elle permet aussi d'engendrer plusieurs bénéfices sur les plans social et économique pour la population humaine. En revanche, elle est très complexe à mettre en œuvre et son efficacité est difficile à prédire.

Pour tirer profit des forces et des opportunités de la méthodologie et atténuer les faiblesses et les menaces qui forment des barrières à son utilisation, plusieurs recommandations sont présentées et ces dernières s'adressent à toute organisation souhaitant réaliser un projet de transfert animal. D'abord, il est conseillé d'appliquer la méthodologie aussi rigoureusement que possible, en fonction des ressources disponibles et des risques impliqués. Ainsi, il est envisageable qu'une organisation mette de côté certains aspects de la méthodologie, si les risques impliqués dans un projet sont faibles par exemple. Ensuite, il est recommandé de collaborer efficacement avec les intervenants et les parties prenantes, notamment, parce que cela maximise les chances d'obtenir leur support et des ressources utiles à la réalisation d'un tel projet. Enfin, il est conseillé de maximiser les bénéfices socioéconomiques des projets et de mettre en place toutes les mesures possibles pour limiter au maximum les risques qu'ils comportent, afin d'augmenter les probabilités d'obtenir le support des parties prenantes à l'égard du projet, et ainsi, réussir ce dernier.

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à adresser mes sincères remerciements à mon directeur d'essai, Monsieur Stéphane Tanguay. Je le remercie de m'avoir judicieusement encadré, orienté et conseillé tout au long de ce travail et de m'avoir permis de l'approfondir au maximum. Je lui suis également énormément reconnaissante pour sa patience, sa disponibilité, sa capacité d'adaptation, son souci du détail et sa généreuse implication à la réalisation de cet essai.

Je remercie également Monsieur Patrick Paré et Monsieur Louis Lazure du Zoo de Granby pour avoir répondu généreusement à mes questions portant sur divers aspects techniques relatifs au sujet de mon essai.

Au terme de ce parcours universitaire, je tiens également à remercier celles et ceux qui me sont chers et que j'ai quelque peu délaissés ces derniers mois pour réaliser cet essai, voire même, ces dernières années pour achever mes études. Je remercie profondément mes chers parents, Rachel et Michel, pour leur soutien moral et matériel tout au long de mes études. Ils ont tout sacrifié pour mes frères et moi-même, n'épargnant ni santé ni efforts pour notre éducation. Ils m'ont soutenue et accompagnée durant toutes ces années et ont été pour moi de magnifiques modèles de persévérance. Je leur serai éternellement redevable. Je tiens finalement à exprimer toute ma reconnaissance envers Alex, l'amour de ma vie, pour sa patience, sa compréhension, son aide et son soutien inconditionnel dans les meilleurs comme dans les moments plus difficiles.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
1. PORTRAIT DU TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES	3
1.1 Définitions et typologies	3
1.1.1 Renforcement, réintroduction, colonisation assistée et remplacement écologique	3
1.1.2 Libération en douceur ou sans transition.....	7
1.2 Historique et situation actuelle	8
1.3 Enjeux et impacts.....	10
1.3.1 Enjeux et impacts environnementaux.....	10
1.3.2 Enjeux et impacts sociaux	14
1.3.3 Enjeux et impacts économiques	19
2. FACTEURS À CONSIDÉRER POUR LA RÉALISATION DE PROGRAMMES DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES À SUCCÈS AU CANADA.....	22
2.1 Espèce	22
2.2 Équipes de travail.....	24
2.3 Buts, objectifs et actions	26
2.4 Causes de déclin et menaces	27
2.5 Localisation, protection et qualité du site de relâchement	28
2.6 Cadre légal et réglementaire applicable au Canada.....	32
2.6.1 Palier fédéral.....	33
2.6.2 Palier provincial	37
2.6.3 Palier municipal	41
2.7 Sources et stratégies de recherche d'informations.....	41
2.8 Prédications d'impacts	42
2.9 Choix des individus	45
2.9.1 Facteurs généraux à considérer pour le choix des individus fondateurs et à transférer	45
2.9.2 Facteurs spécifiques à considérer pour le choix des individus à transférer	48

2.10	Soins « bon départ »	51
2.11	Enrichissement environnemental.....	52
2.11.1	Évitement de la prédation	55
2.11.2	Recherche de nourriture	57
2.11.3	Interactions sociales	59
2.11.4	Locomotion, orientation et sélection d'un habitat et d'un abri	60
2.11.5	Condition physique	61
2.11.6	Évaluation des méthodes et des résultats	61
2.12	Gestion génétique et démographique.....	62
2.13	Capture, transport et manipulation d'animaux	68
2.14	Libération en douceur	69
2.15	Contrôle de la santé et des risques de maladies	71
2.16	Bien-être des animaux	75
2.17	Suivi après le transfert	77
2.18	Acceptabilité sociale et support des parties prenantes à long terme	78
2.19	Diffusion des informations.....	79
2.20	Financement	80
2.21	Calendrier de réalisation	82
2.22	Gestion des programmes.....	83
2.23	Évaluation du succès d'un programme.....	83
2.24	Risques	86
2.24.1	Risques pour les populations sources.....	87
2.24.2	Risques écologiques.....	87
2.24.3	Risques de maladies	88
2.24.4	Risques d'invasions collatérales.....	89
2.24.5	Risques génétiques	89
2.24.6	Risques socioéconomiques	90
2.24.7	Risques financiers	90

2.25	Faisabilité	90
2.25.1	Faisabilité écologique	90
2.25.2	Faisabilité sociale	92
2.25.3	Faisabilité financière	93
2.26	Facteurs critiques	93
3.	MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE POUR LA RÉALISATION D'UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES À SUCCÈS AU CANADA.....	95
3.1	Conception et planification	97
3.1.1	Choix de l'espèce	97
3.1.2	Formation des équipes	98
3.1.3	Établissement des buts, des objectifs et des actions	99
3.1.4	Justification du transfert.....	99
3.1.5	Détermination de la stratégie de sortie.....	101
3.1.6	Sélection des sites de relâchement.....	101
3.1.7	Choix et planification de la stratégie de transfert	103
3.1.8	Choix et planification du suivi après le relâchement	106
3.1.9	Planification et réalisation de l'étude préalable au relâchement	111
3.1.10	Planification des activités socioéconomiques	112
3.1.11	Élaboration du calendrier de réalisation	112
3.1.12	Obtention des permis et autres documents règlementaires.....	112
3.1.13	Obtention du financement.....	113
3.2	Mise en œuvre du programme.....	114
3.2.1	Préparation du transfert.....	114
3.2.2	Mise en œuvre du transfert.....	117
3.2.3	Préparation et mise en œuvre des activités socioéconomiques	118
3.3	Suivi	119
3.3.1	Suivi après le transfert.....	119
3.3.2	Évaluation des résultats et gestion continue	119

3.4	Processus transversaux.....	120
3.4.1	Évaluation des risques.....	120
3.4.2	Étude de faisabilité	122
3.4.3	Diffusion des informations	124
3.4.4	Prise de décisions.....	126
3.4.5	Maintien du bien-être des animaux	127
4.	ANALYSE FORCES-FAIBLESSES-OPPORTUNITÉS-MENACES DE LA MÉTHODOLOGIE	129
4.1	Méthodologie de l'analyse FFOM	129
4.2	Résultats et interprétation	130
4.2.1	Forces.....	130
4.2.2	Faiblesses.....	133
4.2.3	Opportunités	135
4.2.4	Menaces	136
5.	RECOMMANDATIONS POUR LA RÉALISATION D'UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES AU CANADA	138
5.1	Appliquer la méthodologie aussi rigoureusement que possible, en fonction des ressources disponibles et des risques impliqués	138
5.2	Collaborer efficacement avec les intervenants et parties prenantes	139
5.3	Maximiser les bénéfices socioéconomiques.....	140
5.4	Mettre en place toutes les mesures pour limiter les risques au maximum	142
	CONCLUSION.....	143
	RÉFÉRENCES	145
	ANNEXE 1 – LISTE DE PROGRAMMES DE TRANSFERT ANIMAL RECONNUS COMME DES PROGRAMMES À SUCCÈS	164
	ANNEXE 2 – SYNTHÈSE DES FACTEURS DE SUCCÈS DES PROGRAMMES DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES	166
	ANNEXE 3 – LISTE DE PARTIES PRENANTES POUVANT ÊTRE IMPLIQUÉES DANS UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCE ANIMALE TERRESTRE AU CANADA.....	168

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 Le spectre des transferts (inspiré et texte traduit librement de : Ewen, Armstrong, Parker et Seddon, 2012).	6
Figure 1.2 Les transferts à des fins de la sauvegarde	7
Figure 2.1 Arbres de décisions permettant de prédire la probabilité de dépression de consanguinité par hybridation interspécifique.....	47
Figure 2.2 Avantages et inconvénients des stimulus conditionnés et inconditionnés pour l'entraînement des animaux à éviter les prédateurs	57
Figure 2.3 Développement d'une population en captivité ou transférée dans la nature	67
Figure 2.4 Synthèse des événements auxquels les animaux font face dans un programme de transfert et type de stress qui les accompagnent	77
Figure 3.1 Schéma des étapes et des sous-étapes de la méthodologie pour la réalisation de projets de transfert animal.....	96
Tableau 1.1 Types de transfert aux fins de la sauvegarde selon les buts spécifiques.....	5
Tableau 2.1 Définitions et pertinence de six traits de tempéraments pour le succès d'un transfert animal	49
Tableau 3.1 Aspects pour lesquels des données doivent être récoltées pour la sélection des sites de relâchement	102
Tableau 3.2 Paramètres démographiques devant être mesurés	107
Tableau 3.3 Aspects comportementaux pour lesquels des données doivent être recueillies	108
Tableau 3.4 Aspects écologiques pour lesquels des données peuvent être recueillies.....	109
Tableau 3.5 Description des composantes d'un programme de suivi sanitaire et de la mortalité	110
Tableau 3.6 Caractéristiques et méthodes d'un programme pour lesquelles des données doivent être récoltées.....	111
Tableau 3.7 Types de documents réglementaires exigés pour le transfert d'une espèce animale terrestre au Canada.....	113
Tableau 3.8 Aspects sur lesquels des informations doivent être diffusées aux parties prenantes.....	125
Tableau 3.9 Aspects sur lesquels des informations doivent être publiées minimalement.....	126
Tableau 4.1 Termes et définitions de l'analyse FFOM de la méthodologie du chapitre 3.	130
Tableau 4.2 Résultats de l'analyse FFOM sur la méthodologie proposée pour la réalisation de programmes à succès de transfert d'espèces animales terrestres au Canada.	131

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

\$	Dollar
\$ CA	Dollar canadien
\$ US	Dollar américain
AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
AVP	Analyses de viabilité des populations
AZA	Association of Zoos & Aquariums
CAEFMVQ	Comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables du Québec
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de flore et de faune en péril
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
LCMVF	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune
LEMV	Loi sur les espèces menacées ou vulnérables
LEP	Loi sur les espèces en péril
LESC	Loi sur les espèces sauvages du Canada
LPEAVSRCII	Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial
LPNC	Loi sur les parcs nationaux du Canada
LPSA	Loi sur la protection sanitaire des animaux
LSA	Loi sur la santé des animaux
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MPO	Ministère des Pêches et des Océans
MRC	Municipalité régionale de comté
MVP	Taille minimale d'une population viable
NHPI	Induction natale de préférence d'habitat
NSRF	National Species Reintroduction Forum
ONG	Organisation non gouvernementale
OQLF	Office québécois de la langue française
PCH	Ministère du Patrimoine canadien
RESCAPÉ	Rétablissement des espèces canadiennes en péril
RRES	Règlement sur les réserves d'espèces sauvages
RSA	Règlement sur la santé des animaux
RSG	Reintroduction Specialist Group
SEG	Scientifique, éducatif, gestion de la faune
SIG	Système d'information géographique

UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
WWF	Fonds mondial pour la nature

LEXIQUE

Acceptabilité sociale	Ensemble des caractéristiques qui font que l'exploitation d'une ressource naturelle est jugée comme étant potentiellement acceptable par une communauté (Office québécois de la langue française [OQLF], 2011).
Aire de répartition d'origine	Répartition documentée ou supposée à partir de témoignages historiques (écrits ou oraux) ou de traces matérielles de la présence de l'espèce (Union internationale pour la conservation de la nature [UICN], 2012).
Biodiversité	Ensemble des organismes vivants d'une région donnée, considérés dans la pluralité des espèces, la diversité des gènes au sein de chaque espèce et la variabilité des écosystèmes (OQLF, 2015).
Hétérozygotie	État correspondant à la présence de 2 gènes différents situés sur des loci homologues (c'est-à-dire de 2 allèles différents) (OQLF, 1980).
Invasion collatérale	Introduction d'espèces tierces envahissantes avec les organismes transférés dans un site (UICN, 2012).
Phylogénétique	Relatif à l'histoire de l'évolution d'une espèce ou d'une autre catégorie taxonomique (OQLF, 1973).
Richesse allélique	Nombre d'allèles présents à un locus donné (Foulley et Ollivier, 2006).
Soins « bon départ »	Technique de conservation consistant à élever de jeunes animaux en captivité, nés en captivité ou capturés dans la nature, jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille plus élevée avant leur relâchement dans la nature (Conservation de la faune Canada, 2019).
Taxonomie	Branche des sciences naturelles qui vise à établir une classification systématique et hiérarchisée des taxons dans diverses catégories selon les caractères qu'ils ont en commun, des plus généraux aux plus particuliers (OQLF, 2004).

INTRODUCTION

Depuis le dernier siècle, les activités anthropiques ne cessent d'engendrer des modifications importantes aux écosystèmes planétaires (Sarrazin et Barbault, 1996). Ces changements ont des conséquences considérables sur la biodiversité; on assiste à une vitesse d'extinction sans précédent des espèces à l'échelle de la planète. Et ce taux d'extinction n'a pas diminué malgré les engagements renouvelés des 193 pays signataires de la Convention sur la diversité biologique en 2002 (Edmond, 2010, 17 avril). En temps normal, on s'attendrait à ce qu'une espèce disparaisse tous les mille ans, alors qu'à l'heure actuelle, nous assistons plutôt à la perte d'une à trois espèces par jour à l'échelle mondiale (Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], 2003). Notamment, les populations de vertébrés ont diminué de 60 % entre 1970 et 2014 selon le Fonds mondial pour la nature (WWF) (Hours, 2018, 30 octobre). En outre, selon la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), entre 22 et 36 % des espèces de mammifères connues sont présentement menacés d'extinction. De même, 14 % des oiseaux et entre 31 et 53 % des amphibiens de la planète sont également en danger. (UICN, 2018a)

Pour faire face à cette crise, des mesures de conservation *in situ*, telles que la création et la gestion d'aires protégées et la réduction des impacts de la prédation et de la chasse, sont de plus en plus mises en place dans le monde. Celles-ci contribuent significativement au maintien de la biodiversité lorsque la proportion d'habitats qui subsiste est suffisante pour assurer la viabilité d'une population. En contrepartie, le recours à des formes de mesures de gestion plus intensives est de plus en plus nécessaire afin de répondre à des menaces particulièrement urgentes, telles que des extinctions locales et des impacts négatifs importants sur l'intégrité de certains habitats. Parmi ces mesures, on compte la réintroduction d'espèces, née de la discipline de la conservation en biologie, qui est une pratique mise en œuvre de manière croissante par les gestionnaires de diverses organisations. La réintroduction d'espèces a pour but de conserver des noyaux viables de populations animales ou d'assurer la préservation des écosystèmes (Seddon, Griffiths, Soorae et Armstrong, 2014; UICN, 2016).

Cependant, le faible taux de succès qu'ont connu beaucoup de programmes de réintroduction et d'autres types de transfert par le passé reflètent les nombreuses difficultés que rencontrent les gestionnaires pour mettre à exécution des projets efficaces. Pour réussir de tels projets, la mise en œuvre de protocoles biologiques, juridiques, économiques et sociologiques complexes est requise, et ce, à plusieurs étapes de la réalisation d'un programme de réintroduction (Mechin, 2012). De plus, de nombreux facteurs doivent être considérés durant la prise de décisions tout au long de ces projets afin d'en assurer leur succès. (Bourne, s. d.)

C'est dans ce contexte que s'inscrit cet essai. Celui-ci avait pour objectif principal d'analyser les pratiques de programmes de réintroduction d'espèces animales existants, afin de proposer une méthodologie efficace pour leur réalisation aux gestionnaires de programmes. Ainsi, ces derniers pourront bénéficier de

l'information qui est présentée dans cet essai pour mettre à exécution ce type de projet, mais aussi pour évaluer les projets de partenaires qu'ils soutiennent financièrement. Pour atteindre l'objectif général de cet essai, plusieurs objectifs spécifiques ont été établis. D'abord, un portrait des différents types de réintroduction d'espèces animales a été tracé et les divers enjeux et impacts environnementaux, sociaux et économiques à la réalisation de programmes de réintroduction ont été exposés. Ensuite, les facteurs à considérer pour réaliser des programmes de réintroduction efficaces ont été identifiés et le contexte législatif et réglementaire applicable dans le cadre d'un programme de réintroduction d'espèces animales au Canada a été présenté. Puis, une méthodologie pour réaliser un programme à succès a été élaborée à partir des informations recueillies et une analyse des forces, des faiblesses, des menaces et des opportunités en lien avec celle-ci a été réalisée. Enfin, des recommandations relatives à l'application de la méthodologie et tenant compte de l'analyse effectuée, ainsi que de l'ensemble des informations relevées dans l'essai, ont été formulées.

Cet essai est fondé sur une revue de littérature exhaustive. Pour effectuer cette dernière, de nombreuses sources diversifiées et fiables ont été consultées; articles périodiques scientifiques (incluant des revues de littérature et des méta-analyses), livres et publications rédigés par des experts dans le domaine, rapports de recherche, publications universitaires, etc. La consultation de l'ensemble de ces sources crédibles a donc permis de produire un travail juste, objectif et nuancé.

Cet essai est divisé en cinq chapitres. Le premier chapitre dresse un portrait à jour de la réintroduction d'espèces animales. Ce portrait présente les types de réintroduction existants, un bref historique de la pratique ainsi qu'une synthèse de ses enjeux et des impacts environnementaux, sociaux et économiques. Le deuxième chapitre expose les nombreux facteurs à considérer pour la réalisation de programmes de réintroduction animale à succès. Le troisième chapitre présente une méthodologie pour accomplir des programmes à succès de réintroduction d'espèces animales terrestres au Canada, basée sur toutes les informations recueillies dans les précédents chapitres. Pour sa part, le quatrième chapitre analyse la méthodologie proposée de manière critique, en mettant en évidence les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces qu'elle implique. Le dernier chapitre présente, quant à lui, des recommandations basées sur l'ensemble des informations relevées dans l'essai ainsi que sur l'analyse de la méthodologie.

1. PORTRAIT DU TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES

Afin de déterminer la méthodologie la plus adéquate à employer pour réaliser des programmes, aussi appelé projets, de transfert d'espèces animales efficaces, il est avant tout essentiel d'acquérir une vue d'ensemble représentative de ce qu'implique l'utilisation de cette mesure de conservation. Le chapitre 1 de cet essai trace donc le portrait global et actuel du transfert d'espèces animales. D'abord, les différents types de transfert animal sont définis et décrits dans ce chapitre (section 1.1). Ensuite, une synthèse de l'historique et des avancées scientifiques dans le domaine est présentée (section 1.2). Enfin, les enjeux et les impacts environnementaux, sociaux et économiques sont exposés (section 1.3).

1.1 Définitions et typologies

Cette section présente la typologie existante en matière de transfert animal, ainsi que les différentes définitions qui s'y rattachent. On y décrit notamment les distinctions qui existent entre les divers types de transfert, comme la réintroduction, ainsi que les nuances et les spécificités associées à chacun de ceux-ci. Il est à noter que les définitions et la typologie décrites dans cette section sont principalement celles de l'UICN (2012), puisque ce sont les plus couramment utilisées dans la littérature scientifique.

1.1.1 Renforcement, réintroduction, colonisation assistée et remplacement écologique

La biologie de la conservation constitue une jeune science qui est de plus en plus utilisée pour répondre à des problématiques environnementales (appauvrissement de la biodiversité, extinction des espèces, perte de résilience des écosystèmes, etc.). La réintroduction d'espèces fait partie des différentes stratégies mises en œuvre dans ce domaine. (Pullin, 2002) Il faut savoir que cette expression est toutefois communément employée à tort par les biologistes de la conservation pour désigner toute forme de déplacement d'espèces vers un site naturel, résultant en une confusion dans la littérature scientifique, alors qu'en fait, une définition bien précise lui est consacrée (Gusset, 2012). Ainsi, il importe de définir clairement, de prime à bord, la typologie caractérisant les diverses formes de relâchement d'organismes en milieu naturel et d'expliquer les distinctions qui existent entre celles-ci.

Pour commencer, la communauté scientifique nomme généralement transfert ou translocation le déplacement, par l'humain, d'organismes vivants d'un site à un autre (Fa, Funk et O'Connell, 2011). Le terme « transfert » sera utilisé dans le présent essai. Un transfert peut consister à déplacer des individus, provenant d'un milieu naturel ou élevés en captivité, sans égards aux motifs de cette action. En effet, une transfert peut être accidentelle ou intentionnelle. Un transfert intentionnel peut, par exemple, survenir lorsqu'un humain libère des animaux de compagnie (comme des reptiles ou des poissons) dans la nature, avec l'intention de s'en débarrasser. Un transfert accidentel peut, quant à elle, être en lien à des animaux qui s'échappent d'un enclos où ils étaient maintenus captifs ou être causée par leur transport à l'insu de l'humain. Par ailleurs, un transfert, lorsqu'intentionnel, peut être effectué dans différents buts : repeupler

une population en déclin, favoriser le bien-être d'individus d'une espèce ou répondre à des intérêts politiques, commerciaux, récréatifs, etc. Un transfert est donc un terme général servant à désigner toutes les formes de déplacements d'organismes vivants par l'humain. (UICN, 2012)

Un transfert aux fins de la sauvegarde est, pour sa part, définie comme le déplacement et le relâchement d'un organisme vivant avec, comme objectif premier, de contribuer à sa sauvegarde. Cette action cible généralement l'amélioration du statut de conservation local et/ou mondial de l'espèce ou le rétablissement des fonctions ou des processus naturels des écosystèmes. De plus, un transfert aux fins de la sauvegarde peut comprendre des lâchers localisés à l'intérieur ou à l'extérieur de l'aire de répartition d'origine de l'espèce. L'aire de répartition originelle d'une espèce consiste en la « répartition documentée ou supposée à partir de témoignages historiques (écrits ou oraux) ou de traces matérielles de la présence de l'espèce ». (UICN, 2012) Lorsque la présence antérieure d'une espèce dans une aire spécifique ne peut être confirmée par des preuves directes, « l'existence d'un milieu adapté à cette espèce à une distance raisonnable, d'un point de vue écologique de l'aire de répartition [suspectée] peut être considérée comme une preuve suffisante d'une telle présence » (UICN, 2012).

Essentiellement, on distingue les différents types de transfert aux fins de la sauvegarde en fonction de la localisation de l'aire ciblée pour le transfert par rapport à l'aire d'origine, et en fonction de leurs buts spécifiques. Les divers types de transfert aux fins de la sauvegarde se regroupent en deux grandes catégories : la restauration de populations et l'introduction (aux fins de la sauvegarde). (UICN, 2012) Le tableau 1.1 présente les multiples définitions associées à ces catégories et ces types de transfert.

Comme indiqué au tableau 1.1, le renforcement et la réintroduction sont deux pratiques qui impliquent le déplacement intentionnel d'un organisme pour le relâcher dans un site situé à l'intérieur de son aire de répartition originelle (UICN, 2012). La différence majeure qui existe cependant entre les deux est la présence ou non d'un certain nombre d'individus sur le site avant le relâchement d'autres individus.

Bien que ces deux mesures ciblent l'aire de répartition originelle des espèces pour y relâcher des individus, une telle situation n'est pas toujours possible, par exemple dans le cas où une espèce ne peut s'adapter à des conditions biotiques ou abiotiques modifiées dans son aire de répartition d'origine ou ne peut se disperser afin de rechercher un habitat détenant des conditions permettant d'assurer sa survie. On pense notamment à une situation où une espèce ne pourrait s'adapter à de nouvelles conditions biotiques ou abiotiques engendrées par les changements climatiques et serait dans l'incapacité de coloniser naturellement de nouvelles aires d'habitat (Jachowski, Millspaugh, Angermeier et Slotow, 2016). Par exemple, l'espèce pourrait être confinée dans les dernières aires viables de son territoire qui ne cesse de diminuer en superficie avec le temps à cause des modifications engendrées par les changements climatiques sur les conditions écologiques qu'on y retrouve. Avec le temps, on assisterait alors à son extinction, puisque les aires détenant les conditions écologiques vitales nécessaires pour assurer sa survie

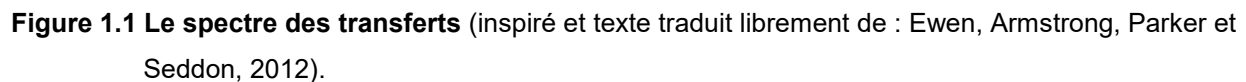
n'existeraient plus. Dans un tel cas, une autre mesure s'offre à quiconque souhaite sauvegarder cette espèce : la colonisation assistée. De même, une espèce qui disparaîtrait d'une certaine aire pour les mêmes raisons, entraînant des modifications aux processus écologiques de la zone, le remplacement écologique s'avère une pratique pouvant permettre de rétablir la fonction écologique perdue. Ces deux mesures d'introduction consistent en un « déplacement intentionnel d'un organisme pour le relâcher dans un site situé à l'extérieur à son aire de répartition originelle ». (UICN, 2012) Bien entendu, de tels transferts nécessitent la rencontre de plusieurs critères de similarité entre les conditions biotiques et abiotiques de l'aire de répartition d'origine et celle de l'aire de relâchement (Seddon et al., 2014).

Tableau 1.1 Types de transfert aux fins de la sauvegarde selon les buts spécifiques (inspiré de : UICN, 2012).

Type de transfert	Transfert aux fins de la sauvegarde :			
	Déplacement et relâchement intentionnel d'un organisme vivant avec, comme objectif premier, de contribuer à sa sauvegarde ou au rétablissement d'une fonction écologique dans un écosystème.			
	Restauration de populations :		Introduction (aux fins de la sauvegarde) :	
	Transfert vers un site interne à l'aire de répartition d'origine d'un organisme.		Transfert vers un site externe à l'aire de répartition d'origine d'un organisme.	
	Renforcement :	Réintroduction :	Colonisation assistée :	Remplacement écologique :
	Transfert dans une population existante des congénères d'un organisme.	Transfert d'un organisme dans son aire de répartition d'origine dont il a disparu.	Introduction (aux fins de la sauvegarde) d'un organisme dans un site extérieur à son aire de répartition d'origine pour empêcher l'extinction de populations de l'espèce visée.	Introduction (aux fins de la sauvegarde) d'un organisme dans un site extérieur à son aire de répartition d'origine afin d'y assurer une fonction écologique spécifique.
But(s) spécifique(s)	Améliorer la viabilité d'une population, notamment en augmentant la taille de celle-ci, sa diversité génétique ou la représentation, au sein de celle-ci, de groupes ou stades spécifiques.	Rétablir une population viable de l'espèce ciblée à l'intérieur de son aire de répartition originelle.	Établir une population de l'espèce ciblée à l'extérieur de son aire de répartition originelle, puisque la protection contre des menaces présentes ou anticipées dans l'aire de répartition actuelle semble moins réalisable que dans des sites alternatifs.	Rétablir une fonction écologique perdue en raison d'une extinction.

La colonisation assistée peut se pratiquer dans une aire « éloignée de l'aire de répartition actuelle et séparée de cette dernière par des espaces qui n'offrent aucun habitat approprié [ou de sorte à élargir] une aire de répartition exiguë en empiétant sur des espaces voisins » (UICN, 2012). Quant à lui, le remplacement écologique vise à rétablir la fonction écologique perdue que jouait une certaine espèce maintenant disparue au sein de l'écosystème. Dans ce dernier cas, cette mesure « fait souvent intervenir

La figure 1.1 illustre un schéma servant à identifier le type de transfert qui intervient dans un certain contexte, au moyen d'une série de questions.



6

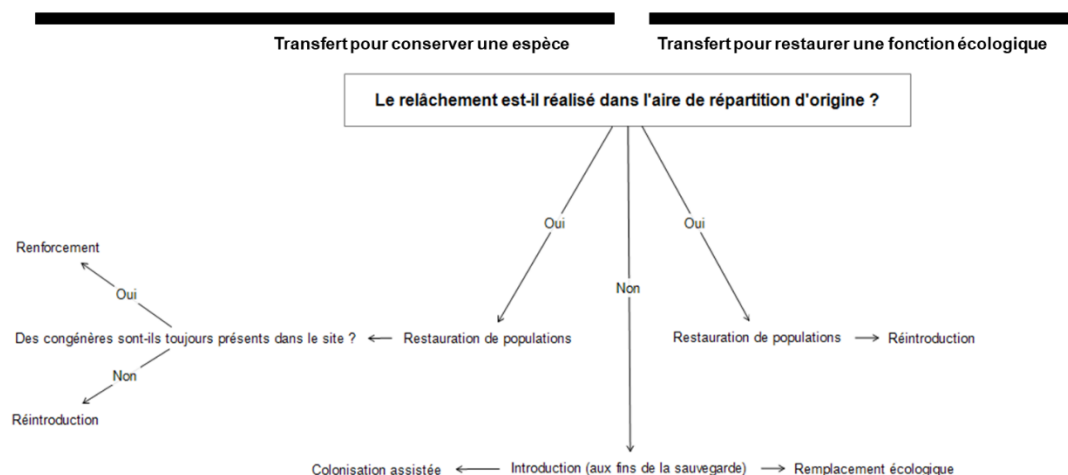


Figure 1.2 Les transferts à des fins de la sauvegarde (inspiré et texte traduit librement de : Seddon et al., 2014).

Comme il est possible de l'observer à la figure 1.2, le renforcement et la colonisation assistée sont des types de transfert qui sont mis en œuvre dans le but premier de conserver une espèce en améliorant ou en établissant une population viable dans une aire spécifique. Pour sa part, le remplacement écologique vise un retour à l'état sauvage en restaurant une fonction ou un processus naturel d'un écosystème afin d'en rétablir l'intégrité, plutôt que d'améliorer le statut de conservation d'une espèce. En effet, dans plusieurs cas, le transfert animal le plus approprié n'est pas nécessairement celui d'une espèce en situation précaire, mais celui d'une espèce qui assure une fonction écologique précise dans un écosystème. Par ailleurs, la réintroduction d'une espèce peut parfois avoir comme but premier de conserver une espèce et, dans d'autres cas, de restaurer les fonctions ou processus naturels des écosystèmes; c'est pourquoi elle se retrouve dans les deux catégories de buts. (Seddon et al., 2014)

1.1.2 Libération en douceur ou sans transition

La communauté scientifique utilise également une typologie pour distinguer les différentes méthodes de relâchement des individus dans la nature, peu importe le type de transfert utilisé. En effet, on retrouve deux types de relâchement : la libération en douceur (*soft release*) et la libération sans transition (*hard release*). La libération en douceur, par opposition à la libération sans transition, implique « n'importe quelles mesures qui procurent aux animaux une transition plus facile et graduelle à la nature sauvage, tel qu'en les entraînant à reconnaître des prédateurs, et en leur fournissant de la nourriture supplémentaire après le relâchement » (Milliano, Di Stefano, Courtney, Temple-Smith et Coulson, 2016). Ce type de relâchement avec transition peut, notamment, se traduire par l'utilisation de mesures comme l'acclimatation, aussi nommée relâchement retardé des individus. La libération en douceur comprend généralement l'aménagement d'un enclos de protection à l'intérieur du site ciblé pour le transfert, dans lequel sont placés les individus de la

population faisant l'objet du transfert (Sutherland, 2000). Dans cet enclos, de la nourriture, de l'eau et des abris sont souvent fournis aux individus, et peuvent parfois même être mis à leur disposition dans le milieu naturel un certain temps après leur relâchement, en guise de mesures de soutien additionnel (Richardson et al., 2013). Cette technique communément employée vise, selon certains, à réduire le taux de mortalité pouvant survenir immédiatement après le relâchement. (Dickens, Delehanty et Romero, 2010; Letty, Marchandea, Clobert et Aubineau, 2000; Teixeira, Schetini De Azevedo, Mendl, Cipreste et Young, 2007) En effet, cette façon de faire peut permettre aux individus de s'adapter graduellement aux nouvelles conditions du milieu dans lequel ils sont relâchés. Quant à elle, la libération sans transition ne comprend pas, ou peu de mesures de transition, c'est-à-dire que les individus sont relâchés directement, sans mesures particulières ou avec un approvisionnement en nourriture limité après le relâchement (Estrada, 2014).

1.2 Historique et situation actuelle

Le déplacement intentionnel d'animaux, nés en nature ou maintenus en captivité, est une pratique qui existe depuis des millénaires (Seddon et al., 2014). Divers motifs peuvent être à la base du déplacement des espèces, autant à l'intérieur de leur aire de répartition d'origine qu'à l'extérieur de celle-ci. Ce transfert intentionnel peut être effectué notamment dans le but d'augmenter les effectifs d'espèces chassées ou pêchées en nature, de résoudre des conflits entre l'humain et la nature de manière non létale, et de favoriser l'industrie touristique. Le déplacement d'espèces à l'extérieur de leur aire de répartition originelle peut, quant à lui, être réalisé dans le but d'établir de nouvelles sources de nourriture dans une région, de faire du contrôle biologique ou pour des raisons esthétiques (p. ex. introduction d'oiseaux exotiques pour leurs chants). (Duncan, Blackburn et Sol, 2003; Ewen et al., 2012; Gusset, 2012) Le déplacement d'espèces peut aussi être effectué afin de réhabiliter des animaux sauvages, entreprendre des activités de défenses des droits des animaux et pour des raisons religieuses (Ewen et al., 2012).

La majorité des transferts effectués autrefois consistaient en des introductions d'espèces dans la nature (Ewen et al., 2012). Cependant, le déplacement intentionnel d'animaux dans un but de conservation, c'est-à-dire comme outil stratégique de conservation, est plutôt récent, soit depuis moins d'une centaine d'années (Dirzo et al., 2014). Plus précisément, on observe un nombre croissant d'espèces de taxons divers faisant l'objet de projets de transfert à des fins de la sauvegarde depuis les deux dernières décennies (Jachowski et al., 2016; Maschinsky et Haskins, 2012; Seddon, Armstrong et Maloney, 2007). Pour le groupe des vertébrés seulement, on rapporte au moins 124 espèces ayant été transférées entre 1900 et 1992. Ce nombre atteint 199 à partir de 1998, puis 424 à compter de 2005. (Seddon et al., 2007)

Toutefois, le faible taux de succès qu'ont connu nombre de ces projets de transfert par le passé, qui était de seulement 23 % lorsque calculé en 2000, a engendré un vent de critiques important à travers le temps vis-à-vis de cette pratique (Fischer et Lindenmayer, 2000; Griffith, Scott, Carpenter et Reed, 1989; Seddon

et al., 2014). On décriait non seulement la difficulté à évaluer la réelle efficacité des projets, mais aussi les inconvénients potentiels occasionnés par ces derniers (Pullin, 2002). En effet, les premiers projets de transfert effectués à des fins de la sauvegarde ont connu un fort taux d'échec en raison d'un manque de planification, de transferts d'animaux inappropriés (surplus d'animaux provenant de programmes de reproduction, animaux de compagnies exotiques, etc.), de tailles de population transférées trop faibles et d'un manque de ressources. En fait, les transferts d'autrefois étaient essentiellement des projets plutôt exploratoires, basés sur des méthodes d'essai-erreur et sans suivi post-relâchement. En somme, les projets consistaient à « mettre des animaux dans un site et voir s'ils survivaient ». (Seddon et al., 2007)

En réponse à cela, on voit apparaître, principalement à partir de la fin des années 1980, une augmentation importante du nombre d'analyses visant à identifier les facteurs associés à ces échecs (Seddon et al., 2014). Les besoins en termes de connaissances pour la mise en place de tels projets se faisant sentir, l'UICN crée, en 1988, le *Reintroduction Specialist Group* (RSG) afin d'augmenter le nombre de projets de transfert, ainsi que le taux de réussite de ceux-ci. En 1992, le premier guide de planification stratégique de projets de transfert est publié par le groupe de spécialistes. (UICN, 1998) En 2006, le RSG se composait d'un réseau de plus de 300 professionnels bénévoles impliqués dans plus de 700 projets de transfert (Seddon et al., 2007). Grâce à de tels efforts, des avancées considérables en termes de connaissances ont été obtenues au cours des dernières années, à la suite de plusieurs travaux visant à documenter davantage les facteurs de succès et d'échec des projets de transfert. Aujourd'hui, les évaluations les plus à jour indiquent que 58 % des projets de transfert actuels, tous taxons confondus, sont considérés comme une réussite, et seulement 5 % sont catégorisés comme des échecs complets. (Jachowski et al., 2016) Dans l'ensemble, 72 % des transferts de mammifères, 68 % des transferts de poissons, 56 % des transferts de reptiles, 42 % des transferts d'oiseaux et environ 33 % des transferts d'invertébrés et d'amphibiens sont considérés comme réussis (Schwartz, 2014; Schwartz, Parsons, Rockwood et Wood, 2017).

Par ailleurs, il faut savoir qu'on retrouve une tendance taxonomique marquée dans les travaux scientifiques réalisés par le passé sur des transferts à des fins de conservation; ils portent majoritairement sur les oiseaux et les mammifères. En effet, 33 % des projets effectués dans le domaine des transferts sont rattachés aux oiseaux, alors que ces derniers ne représentent que 18 % du règne animal sur la planète. Pour ce qui est des mammifères, 41 % des projets sont liés à ce groupe d'espèces, alors qu'il représente seulement 8 % des espèces animales de la planète. Cette tendance serait expliquée par les priorités nationales, l'inégalité du soutien financier entre les diverses espèces animales et le fait que les évaluations de statuts de conservation se concentrent sur les oiseaux et les mammifères. Les espèces ciblées dans ces travaux et appartenant à ces deux groupes sont aussi bien souvent celles de grande taille corporelle, charismatiques aux yeux de l'humain, et ce, presque sans égard au niveau de précarité réelle attribué à une espèce. (Seddon, Soorae et Launey, 2005) De plus, les transferts expérimentaux ciblent parfois des espèces non enregistrées à des listes nationales d'espèces en situation précaire, car elles seraient moins associées à

des obstacles politiques et légaux, et donc plus faciles à mettre en place (Brichieri-Colombi et Moehrenschrager, 2016).

Également, il existe une tendance géographique chez les transferts effectués à travers le monde, qui sont le plus souvent réalisées dans les régions développées (Seddon et al., 2014). Ainsi, l'Océanie est la région du monde où le nombre de transferts réalisés est le plus élevé, suivie de l'Amérique du Nord (Fischer et Lindenmayer, 2000; Seddon et al., 2014).

Globalement, les gestionnaires seront de plus en plus amenés à réaliser des projets de transfert animal à travers les années, étant donné la croissance fulgurante du nombre d'espèces en danger d'extinction et le contexte actuel des changements climatiques, qui ne fera qu'accentuer cette situation. (Hoegh-Guldberg et al., 2008)

1.3 Enjeux et impacts

Le transfert d'espèces est l'un des sujets les plus complexes et controversés qui soient dans le domaine de la conservation à ce jour (Jachowski et al., 2016; *Royal Society of Edinburg*, 2018). Cela peut, entre autres, s'expliquer par le fait que cet outil de conservation implique de nombreux enjeux et impacts, autant sur le plan environnemental, que social et économique. Il importe donc de considérer minutieusement tous ces aspects dans les décisions administratives pouvant être prises par des gestionnaires, et d'autres parties prenantes, dans la réalisation de programmes de transfert animal. Cette section vise à présenter les enjeux et impacts environnementaux, sociaux et économiques impliqués dans l'implantation de tels programmes.

1.3.1 Enjeux et impacts environnementaux

Plusieurs des enjeux environnementaux associés au transfert d'espèces constituent les raisons mêmes de réaliser des programmes de transfert et les impacts potentiellement positifs que ces derniers exercent sont, de facto, les résultats escomptés pour répondre à ces enjeux. Cependant, cette pratique ne permet pas toujours d'obtenir de tels résultats, car des impacts potentiellement négatifs sur l'environnement peuvent aussi être occasionnés par le transfert animal.

Tout d'abord, comme expliqué aux sections 1.2 et 1.3, le transfert d'espèces peut être utilisé pour différents buts, mais la sauvegarde de la biodiversité et de l'environnement, par la conservation d'une espèce ou la restauration des processus ou fonctions des écosystèmes, demeure le but principal abordé dans le cadre de cet essai. La sauvegarde de la biodiversité et de l'environnement constitue donc l'enjeu environnemental pour lequel un programme de transfert peut être mis en place.

Diverses menaces biotiques ou abiotiques peuvent être à l'origine du déclin d'une espèce ou de la perte d'une fonction écologique au sein d'un écosystème (UICN, 2012). Par exemple, des menaces biotiques,

telles que la prédation par des espèces exotiques ou l'introduction de maladies, peuvent contribuer au déclin d'une espèce et de la perte de la fonction écologique qu'elle assure dans un écosystème. D'autres menaces physiques, comme des phénomènes climatiques extrêmes et des polluants environnementaux, ou encore des menaces abiotiques de nature sociale (p. ex. activités de loisirs comme la chasse), politique (p. ex. manque de protection à l'égard de l'espèce et/ou son habitat) ou économique (p. ex. destruction ou perte d'habitat engendrée par des développements urbains) peuvent aussi en être responsables. (Bourne, s. d.) Évidemment, une combinaison de ces menaces peut également engendrer le déclin d'une espèce ou des modifications dans les processus écologiques d'un écosystème.

Le transfert d'organismes implique des risques que surviennent de nombreux impacts négatifs sur les espèces ciblées, les communautés au sein desquelles elles interagissent et les fonctions écologiques des écosystèmes où se trouvent le site source, soit le site de capture d'une espèce, et celui de destination, soit le site de relâchement. Le transfert d'espèces vers un lieu situé à l'extérieur de leurs aires de répartition d'origine peut être considérée comme plus particulièrement risquée, au regard des nombreux cas d'espèces relâchées en dehors de leur aire de répartition originelle qui sont ensuite devenues envahissantes, engendrant souvent des nuisances majeures.

Parmi les impacts environnementaux négatifs pouvant survenir dans un programme de transfert, il y a la diminution de la viabilité des populations d'origine, transférées ou d'autres espèces. En effet, la viabilité d'une population peut être affectée lorsque les individus transférés se retrouvent confrontés à des changements de conditions biotiques (p. ex. changements de prédateurs et de parasites et présence d'autres espèces) ou abiotiques (p. ex. changements de l'hydrologie, des régimes nutritifs ou des perturbations physiques) auxquels ils ne sont pas adaptés, qu'ils soient transférés dans leur aire de répartition d'origine ou non. (Bourne, s. d.; UICN, 2012) La transmission de maladies ou d'agents pathogènes provenant de la population source vers la population du site de relâchement et l'exposition de la population transférée à ceux-ci peuvent également en affecter la viabilité. Des impacts négatifs sur la viabilité d'autres espèces vivant sur le site de relâchement peuvent aussi être occasionnés par des changements biotiques et la transmission de maladies ou agents pathogènes par la population transférée. (Fa et al., 2011) Les maladies peuvent également être induites simplement par le stress des individus lors des différentes étapes du transfert, ou être transmises par interaction avec l'humain, des animaux domestiques ou des éléments inanimés. À cela s'ajoute le risque d'invasion collatérale dans le site de relâchement si des espèces tierces sont transférées accidentellement avec les espèces ciblées pour le transfert. Ces espèces tierces peuvent, entre autres, être envahissantes et entraîner des effets négatifs sur le maintien des communautés écologiques, telles qu'une perte de biodiversité et des extinctions secondaires (Bourne, s. d.; Svensson, 2011). De plus, un risque d'hybridation intraspécifique défavorable peut être présent lorsqu'un renforcement ou une réintroduction est effectué à proximité d'une population existante. La population transférée peut, en effet, se reproduire avec la population déjà existante et causer une réduction de la vigueur ou du succès reproducteur dans les populations locales si la descendance de

la population transférée possède un bagage génétique moins bien adapté aux conditions du milieu. De même, un croisement entre l'espèce transférée et une autre espèce étroitement apparentée peut également se produire, alors que cela ne serait pas arrivé dans des conditions naturelles. (Bourne, s. d.; UICN, 2012) Ce phénomène est plus susceptible d'arriver lors de l'introduction d'une espèce qui franchit « les barrières géographiques naturelles qui l'empêchaient de se croiser avec une espèce apparentée » (UICN, 2012). L'hybridation interspécifique peut alors menacer l'intégrité génétique de l'espèce locale, et même provoquer son extinction. (Bourne, s. d.; UICN, 2012)

Un autre impact négatif pouvant survenir lors d'un transfert est la dégradation ou l'élimination d'une fonction écologique essentielle de l'écosystème d'où provient la population source d'un transfert (UICN, 2012). Cela peut notamment avoir des effets négatifs sur la qualité de l'habitat d'une espèce (*National Species Reintroduction Forum* [NSRF], 2014). Effectivement, un prélèvement de plusieurs individus d'une population source peut se traduire par une diminution des effets engendrés par le rôle écologique que joue la population source au sein de l'écosystème. Dans un tel cas, un déséquilibre dans les processus naturels de l'écosystème peut se créer et affecter la résilience et l'intégrité de celui-ci, jusqu'à occasionner une dégradation substantielle de l'environnement et une perte permanente de biodiversité. (UICN, 2012) Des modifications aux processus écosystémiques du site de relâchement peuvent aussi être entraînées par la population transférée à cet endroit.

Un cas très connu de transfert ayant entraîné des répercussions négatives sur la biodiversité est le cas du canard colvert (*Anas platyrhynchos*) en Nouvelle-Zélande. Cette espèce a été introduite dans plusieurs communautés locales du pays par le passé, ce qui a facilité son hybridation avec le canard gris (*Anas superciliosa superciliosa*), une espèce apparentée, et a causé le déclin de cette dernière. (Rhymer et Simberloff, 1996) Un autre exemple de transfert à des fins de la sauvegarde ayant eu des répercussions négatives sur l'environnement est celui de l'écureuil roux américain (*Tamiasciurus hudsonicus*). Celui-ci a autrefois été introduit à Terre-Neuve, dans le but d'augmenter le régime alimentaire des martres d'Amérique (*Martes americana*), une espèce en déclin. Toutefois, les écureuils sont devenus des compétiteurs des oiseaux de la région pour s'approvisionner en cônes d'épinettes noires, ce qui a causé l'extinction du bec-croisé de Terre-neuve (*Loxia curvirostra pusilla*) sur le territoire. (Schwartz, 2005)

D'un autre côté, plusieurs impacts environnementaux positifs peuvent être engendrés par le transfert d'espèces, tels que la réduction des risques d'extinction ou l'amélioration du statut de conservation d'une espèce. Cela peut se faire en augmentant le nombre d'individus ou de populations distinctes d'individus d'une espèce. Ces impacts peuvent aussi être entraînés en augmentant la diversité génétique, ayant pour effet d'améliorer la santé et la résilience des individus d'une ou plusieurs populations d'une espèce. De même, ces impacts positifs peuvent être entraînés par l'établissement d'une nouvelle population qui faciliterait la migration et les échanges génétiques au sein d'une métapopulation par sa localisation stratégique.

L'établissement d'une population dans un nouveau lieu où se trouve un niveau réduit de menaces peut également diminuer les risques d'extinction et améliorer le statut de conservation d'autres espèces que celles transférées dans un écosystème ou un habitat. Cela peut survenir grâce à l'augmentation de la richesse spécifique d'un habitat, augmentant alors la biodiversité de ce dernier. Cela peut aussi être provoqué en augmentant la qualité de l'habitat, tel que par le transfert d'espèces herbivores ayant un effet de contrôle sur la flore, ou bien encore en améliorant les services et les fonctions écosystémiques offerts par un milieu, comme par le transfert d'espèces procurant des services de pollinisation. (Bourne, s. d.; NSRF, 2014)

Le programme de réintroduction du castor (*Castor fiber*) de 2009 en Écosse s'avère un exemple de transfert animal ayant eu des impacts très positifs sur l'environnement. Effectivement, la réintroduction du castor dans le pays a permis de créer de nouveaux habitats et d'en augmenter la diversité, contribuant au maintien de la biodiversité à l'échelle nationale. La réintroduction de cet animal, considéré comme une espèce ingénieure des écosystèmes, a également permis d'aider à prévenir les inondations sur le territoire en améliorant la gestion des eaux dans la portion située en amont des cours d'eau. Bien que le castor ait aussi eu certains impacts négatifs, comme des dommages aux fossés de drainage ainsi que des modifications sur les communautés floristiques et les plans d'eaux stagnantes, les bénéfices retirés de sa réintroduction ont largement surpassé les inconvénients. C'est d'ailleurs pourquoi ce programme a été décrit comme étant le programme de réintroduction le plus exhaustif, détaillé et éprouvé dans le monde. (*Royal Society of Edinburgh*, 2018)

Le programme de réintroduction du loup gris (*Canis lupus*) dans le parc national de Yellowstone aux États-Unis est un autre excellent exemple de transfert animal ayant eu de nombreux impacts positifs sur l'environnement. Effectivement, la réintroduction du loup à Yellowstone a causé une cascade trophique de changements écologiques ayant eu de nombreuses conséquences positives sur tout l'écosystème, à commencer par une augmentation de la biodiversité présente sur le territoire. Après avoir été relâchés, les loups ont d'abord amélioré la santé des populations de wapitis en prélevant les plus faibles et vieux d'entre eux, laissant ceux en meilleure condition physique survivre et transmettre leurs gènes. La réduction des populations de wapitis a ensuite eu des conséquences sur les communautés floristiques du territoire, en favorisant leur croissance, car l'herbivorie des végétaux était alors diminuée. Cela a permis de hausser les populations de castors, d'oiseaux et d'ours qui se nourrissent des plantes et de leurs fruits. S'ensuivit une amélioration de l'état des rivières et des habitats aquatiques, car la végétation a pu croître davantage sur leurs bandes riveraines, ayant entre autres pour effet de réduire leur érosion. Le retour des castors a aussi contribué à l'amélioration de l'hydrologie et des milieux aquatiques des rivières, en retenant l'écoulement de l'eau par leurs barrages, rechargeant ainsi la nappe phréatique et procurant de l'eau froide aux poissons par la création de lieux ombragés. Les populations d'ours, de coyotes, de renards et d'oiseaux de la famille des corvidés ont même pu bénéficier du retour des loups, puisqu'ils ont pu se nourrir des restes de proies de ces derniers. Ainsi, les populations de loups ont été rétablies dans la région et de nombreux impacts

positifs ont permis de rétablir l'équilibre de l'ensemble de l'écosystème. (Farquhar, 2011, 21 juin; Foo, 2013; Ripple et al., 2014)

Il existe plusieurs autres programmes de transfert animal reconnus comme des programmes à succès qui sont bien documentés. Ceux-ci sont listés à l'annexe 1 du présent essai.

1.3.2 Enjeux et impacts sociaux

S'il est vrai que la mise en œuvre de programmes de transfert d'animaux permet de répondre à des enjeux environnementaux, il est également vrai que cette pratique peut générer de nombreux enjeux et impacts sociaux. Il est d'ailleurs de plus en plus reconnu que les dynamiques sociales et culturelles représentent des composantes ayant une influence majeure sur le succès des programmes. Elles font même maintenant souvent partie des principales motivations de la création de programmes de transfert, après l'objectif premier de sauvegarde de la biodiversité. (McKinstry et Anderson, 1999; Nilsen et al., 2007; Soorae, 2013; Wilson, 1997)

Avant toute chose, il faut savoir que les enjeux et impacts sociaux générés par la réalisation de programmes de transfert dépendent fortement de l'espèce transférée dans une région donnée. Plus précisément, le charisme et la dangerosité de l'espèce transférée, tels que perçus par l'humain, font partie des facteurs modulant grandement la nature et l'intensité des enjeux et impacts sociaux occasionnés par un programme. Ainsi, les enjeux et impacts généraux qui découlent des programmes de transfert pour l'ensemble des taxons sont abordés dans cette sous-section.

Tout d'abord, la communauté humaine locale vivant à proximité du territoire où est transférée une espèce représente habituellement la partie prenante la plus directement touchée par la mise en place d'un programme de transfert animal (Loder, 2014). En effet, la réalisation de ce dernier fait naître des enjeux de sécurité humaine et matérielle spécifiques à la communauté locale, obligeant parfois certains changements de comportements et de pratiques de sa part. Par exemple, les déchets domestiques des résidents locaux peuvent attirer les individus transférés près des quartiers urbanisés. Non seulement ils peuvent s'en nourrir et alors causer des désagréments aux humains ou des dommages à leurs biens matériels, mais ils peuvent aussi représenter un risque envers la sécurité humaine ou animale. En effet, des animaux transférés peuvent circuler près des quartiers et s'en prendre à des humains ou à leurs animaux domestiques (p. ex. espèces de grande taille ou carnivores), ou bien encore, entrer en collision avec des automobiles. (Foo, 2013; Gammons, Mengak et Conner, 2009; Goodrich et Miquelle, 2005; Hartup, 1996; Herr, Schley et Roper, 2008) Des risques de transmission de pathologies, en cas de contact avec des humains ou d'autres animaux domestiques, existent également dans ce contexte (Bourne, s. d.; Foo, 2013). L'inverse est également vrai; des humains peuvent aussi s'en prendre aux animaux transférés ou leur transmettre des maladies et ainsi mettre en péril leur survie. Dans le cas d'une région faisant l'objet d'un programme de

transfert où se trouvent des agriculteurs, leurs cultures ou leurs élevages peuvent, en outre, attirer des individus transférés pouvant leur causer des dommages ou présenter des risques envers la sécurité humaine, comme ceux expliqués précédemment. (Foo, 2013)

Toutefois, le transfert d'une espèce sur un certain territoire peut accroître l'écotourisme pratiqué dans une région par la mise sur pied d'activités d'interprétation, d'éducation et de sensibilisation au sujet de l'espèce transférée ou d'enjeux environnementaux plus généraux (Foo, 2013; Mauz, 2006). Les écotouristes peuvent, entre autres, apprendre à découvrir une espèce en particulier, et même changer leur perception envers celle-ci. Cela peut alors contribuer à éliminer les idées préconçues envers cette espèce. (Foo, 2013; George et Sandhaus, 2016) De plus, l'apparition d'une industrie écotouristique permet de développer de nouveaux emplois pour la communauté locale, ce qui peut apporter à celle-ci une meilleure sécurité financière et une meilleure qualité de vie, et ainsi, augmenter son support en faveur du projet. Dans certaines situations, cela peut même permettre à des citoyens de demeurer à proximité de ce territoire, alors qu'ils auraient plutôt quitté la région dans le cas contraire, afin d'occuper des emplois situés à l'extérieur de celle-ci. En outre, un programme de transfert peut favoriser l'implication bénévole de plusieurs personnes (résidents locaux, personnes retraitées, etc.) sur différents aspects, tels que l'offre d'activités d'interprétation auprès des visiteurs. Ceux-ci peuvent voir là une façon de se distraire et de se valoriser, tels les effets procurés par la pratique d'un loisir, ou comme une manière de contribuer à promouvoir la science et la conservation des espèces, en conformité à leurs valeurs personnelles. (Foo, 2013)

D'un autre côté, des activités écotouristiques peuvent augmenter les risques envers la sécurité humaine, étant donné la probabilité plus grande de conflits entre les animaux et les humains sur un territoire visité par ces derniers. Josh Welter, un employé de Yellowstone Institute, révèle que ces conflits sont généralement causés par des comportements inappropriés de la part des visiteurs dans le parc de Yellowstone. Il explique que les gens agissent parfois de manière téméraire, par exemple, en sortant de leur automobile pour prendre une photographie, voire même en courant vers un grand prédateur comme un ours pour prendre une photographie plus rapprochée de lui. Ce type de comportement inapproprié augmente les risques de conflits entre les animaux et les humains indique-t-il. M. Welter mentionne qu'il doit constamment répéter aux visiteurs qu'il est essentiel de rester dans leur automobile pour assurer leur sécurité. Par ailleurs, les activités écotouristiques associées à un programme de transfert peuvent aussi augmenter les risques de conflits animaux-humains lorsque les visiteurs nourrissent les animaux. En effet, il a été démontré que ce comportement habitue ces derniers à la présence humaine et à percevoir les humains comme une source de nourriture. Lorsque des animaux s'habituent à se faire nourrir, ils peuvent devenir mécontents quand ils ne reçoivent pas de nourriture et réagir agressivement envers les humains, ce qui augmente les risques de conflits. (Foo, 2013) Aussi, le fait de maintenir en captivité des animaux dans un programme de transfert peut contribuer à leur familiarisation envers les humains, augmentant alors les risques d'interaction négative avec le public une fois transférés en milieu naturel, puisqu'ils peuvent

devenir habitués à leur présence (visiteurs, employés prodiguant des soins, etc.) et ne plus en avoir peur (Jachowski et al., 2016; Fa et al., 2011).

D'autres types de conflits animaux-humains peuvent également se manifester lorsqu'un programme de transfert d'un animal prédateur d'une espèce d'intérêt cynégétique est mis en œuvre sur un territoire où la chasse est permise. Certains humains, pratiquant la chasse à titre de loisir, peuvent parfois avoir une perception négative de l'espèce transférée puisqu'elle leur fait compétition dans leurs activités de chasse. On pense par exemple aux loups prélevant les cerfs de Virginie. Cela peut notamment survenir dans des pays ou des régions où la chasse est vue comme un droit ou une tradition très ancrée dans la culture sociétale. (Foo, 2013)

Par ailleurs, un programme de transfert animal peut faire l'objet de plusieurs idées préconçues, de perceptions négatives, de peurs ou d'incompréhensions de la part du public, notamment dans le cas de transferts d'espèces prédatrices (Jachowski et al., 2016). De telles idées peuvent provenir, entre autres, d'histoires transmises de génération en génération et avoir alimenté des raisons de craindre ou de haïr certaines espèces prédatrices, comme le loup dans le projet de réintroduction de Yellowstone. C'est pourquoi des activités d'éducation font souvent partie des programmes de transfert (conférences, visites dans les écoles, etc.), afin de gagner le support du public. (Foo, 2013) Le rôle des médias est également parfois considéré comme très important en matière d'éducation du public (Foo, 2013; Sutton et Lopez, 2014). Par exemple, des chaînes de télévision comme BBC diffusent des émissions qui éduquent le public sur les problématiques que vit le règne animal et les interactions qui existent entre les différentes espèces. Ce genre d'émissions capte l'attention d'un large public et lui fait découvrir de multiples espèces, de même que les défis auxquels elles doivent faire face, ce qui inspire les téléspectateurs et leur donne parfois envie de prendre un rôle actif dans leur conservation. (*Royal Society of Edinburgh*, 2018) La publicité et le glamour entourant le transfert d'espèces animales peuvent aussi permettre d'attirer l'attention des médias et du public envers celle-ci, ce qui peut être bénéfique pour les activités d'un programme (Armstrong et al., 2015; Kleiman, 1989). En outre, l'intégration d'activités d'éducation peut aussi permettre d'influencer les décideurs politiques, afin d'obtenir un support à long terme pour de futurs projets de transfert (Jachowski et al., 2016).

Des considérations culturelles, se traduisant par des questions éthiques, entrent également en ligne de compte lorsqu'il est question d'instaurer un programme de transfert. Effectivement, ces questions peuvent être à la base de débats de valeurs et politiques, ayant une influence directe sur la perception qu'ont le public et certaines parties prenantes d'un tel programme et ainsi, sur l'acceptabilité sociale de ce dernier. Par exemple, l'un des raisonnements souvent énoncés pour justifier la réalisation de programmes de transfert est la nécessité de corriger les erreurs du passé, telles que les impacts négatifs entraînés par l'humain sur la biodiversité et l'environnement, puisque cela est bien, ou éthique, de le faire. On y voit là une motivation purement éthique basée sur l'opposition entre le bien et le mal, plutôt qu'un but scientifique de conserver une espèce ou d'assurer la préservation des écosystèmes. Étant donné l'existence de risques

envers la sécurité humaine et matérielle, certaines personnes peuvent aussi trouver éthiquement immorale le transfert d'espèces à proximité de territoires urbanisés. Elles affirment que ce type de projet n'est pas éthique envers leur propre espèce, soit l'humain. Certains peuvent aussi trouver non éthique l'introduction d'espèces dans de nouvelles zones situées à l'extérieur de leurs aires de répartition originelle, comme en témoignent les nombreux débats soulevés dans le passé pour de tels projets. D'une part, ils voient, dans cette façon de faire, des risques importants d'entraîner des impacts négatifs sur les écosystèmes, considérant les nombreux transferts animaux passés ayant eu des effets désastreux sur l'environnement de diverses communautés. D'autre part, ils perçoivent, dans cette pratique, une volonté illégitime chez l'humain de manipuler la nature, alors qu'il ne devrait pas intervenir sur celle-ci selon eux, même lorsqu'elle est modifiée depuis des millénaires par les activités humaines. (Foo, 2013; Mauz, 2006)

De même, des interrogations éthiques sont parfois soulevées sur le risque de mortalité chez les animaux au moment de leur capture, leur transport et après leur relâchement dans la nature (Foo 2013; Loder, 2014; Méchin, 2012). Certains se demandent si l'exposition forcée par l'humain à du stress et à des risques de mortalité chez les animaux est justifiée, et si l'humain devrait réellement avoir le pouvoir d'exposer à la mort des individus qui auraient survécu autrement. Ces façons de penser sont souvent formulées par des personnes ayant un grand souci du bien-être de chaque animal, ce qui peut différer de l'opinion de conservationnistes, qui perçoivent plutôt cela comme le sacrifice de quelques individus au bénéfice de l'espèce. (Loder, 2014) Des questions autant éthiques que politiques sur l'existence de programmes de transfert subsistent aussi chez certains, qui estiment que l'on devrait se concentrer à protéger les aires naturelles où les espèces vivent présentement, plutôt que de dépenser de l'argent pour des projets de transfert coûteux (Foo, 2013; Sarrazin et Barbault, 1996). Le même raisonnement s'applique également au fait que l'argent investi dans de tels projets devrait plutôt être utilisé à des fins sociales selon certains (Loder, 2014).

Le succès d'un transfert serait encore plus relié aux conditions biopolitiques de la région où est relâchée une espèce et à son financement à long terme, qu'à la rigueur scientifique employée dans le cadre du programme. Un projet de transfert animal a, entre autres, plus de chances de succès dans un pays où le niveau de vie est élevé et où la situation politique est stable (Wilson et Price, 1994). Il faut aussi être conscient du fait que, même si toutes les précautions sont prises pour assurer la réussite d'un transfert, la possibilité de la mettre à exécution repose tout de même sur une décision politique (Sarrazin et Barbault, 1996). De plus, même si le support de la communauté et des divers acteurs peut être plus difficile à obtenir pour les programmes ciblant le transfert d'espèces carnivores, il reste tout de même essentiel (Ewen et al., 2014).

Quoi qu'il en soit, la réalisation de programmes de transfert animal peut favoriser un sentiment de connexion avec la nature sauvage de la part de la population humaine, en ayant un impact sur la culture et le bien-être individuel. L'existence d'un tel programme peut aussi permettre de sensibiliser le public et la classe

politique à l'importance du maintien de la biodiversité, autant à l'échelle locale que mondiale. (Foo, 2013; NSRF, 2014) Le transfert d'espèces peut aussi entraîner des impacts positifs en matière de santé et de sécurité humaines, en améliorant les services écosystémiques dont bénéficient les humains (p. ex. la régulation des inondations et la filtration de l'air) (NSRF, 2014).

De plus, différents enjeux et impacts relatifs à la sphère sociale peuvent affecter l'ensemble des parties prenantes concernées par un programme de transfert. Les opinions divergentes que peuvent détenir les diverses parties prenantes représentent un enjeu de taille, avec lequel doivent composer les gestionnaires de programmes de transfert. (Foo, 2013) Des tensions et des conflits entre les parties prenantes peuvent émerger de ces programmes, puisque celles-ci détiennent parfois des intérêts et des opinions différentes (Foo, 2013; Mauz, 2006). Plusieurs processus de communication sont, de ce fait, souvent impliqués dans de tels projets, afin qu'un consensus et une acceptabilité sociale puissent survenir et qu'une collaboration se manifeste entre les diverses parties (Foo, 2013).

Du point de vue psychologique, les projets de transfert apportent parfois à leurs gestionnaires une certaine fierté, surtout lorsqu'ils considèrent que les projets sont une réussite. Certains gestionnaires y voient donc une façon de se valoriser sur le plan personnel ou professionnel. Des projets antérieurement réalisés prennent même parfois la forme du mythe dans l'imaginaire culturel, tellement ils ont été mis en place il y a longtemps, ce qui peut aussi contribuer à augmenter le sentiment de fierté de leurs gestionnaires. (Mauz, 2006) En outre, les projets de transfert offrent à leurs gestionnaires une occasion « unique de toucher les animaux, sans mauvaise conscience [...], puisqu'ils ont la certitude d'agir pour la bonne cause » (Mauz, 2006). Leur rapport à l'animal étant habituellement un rapport à distance, ils y voient une opportunité d'être enfin véritablement proches d'animaux. Cela peut notamment expliquer pourquoi la majorité des espèces transférées sont de grands mammifères et de grands oiseaux, alors qu'ils ne sont pas les seuls à être menacés d'extinction ni les plus faciles à transférer. (Mauz, 2006; Sarrazin et Barbault, 1996) Observer et avoir un contact avec des animaux plus charismatiques peut effectivement procurer davantage de plaisir qu'avec d'autres espèces, des insectes par exemple (Mauz, 2006).

Pour terminer, les gestionnaires de projets de transfert peuvent ressentir une valorisation dans la réalisation de tels projets par le fait qu'ils y voient une occasion de démontrer qu'ils prennent les choses en main concrètement et qu'ils prennent activement part à l'amélioration des écosystèmes. De même, les chasseurs qui participent à de tels projets peuvent y voir une occasion de démontrer qu'ils exercent une action positive, plutôt que d'apparaître comme des tueurs aux yeux de certains. Aussi, même si les bénéfices cynégétiques semblent souvent lointains ou très incertains au sein de projets de transfert, les chasseurs peuvent y percevoir un potentiel de prélèvements futurs. Cet intérêt de leur part est toutefois souvent opposé aux préoccupations des agriculteurs, qui craignent les impacts que peut occasionner une espèce transférée sur leurs cultures ou élevages. (Mauz, 2006) Les intérêts des chasseurs peuvent aussi être confrontés à ceux

des conservationnistes, qui craignent souvent que d'autoriser la chasse d'une espèce récemment rétablie ne gâche les efforts de conservation effectués pour la sauver. (Foo, 2013)

1.3.3 Enjeux et impacts économiques

Les enjeux et impacts économiques impliqués dans le transfert d'espèces animales représentent des aspects ayant des répercussions importantes sur la réalisation de programmes de transfert.

D'abord, l'implantation de programmes de transfert requiert des moyens financiers considérables ainsi que de l'expertise professionnelle. Cela s'explique, entre autres, par le fait que la mise en œuvre de programmes nécessite du travail intensif et un suivi en continu pendant plusieurs années. (Fa et al., 2011) En revanche, le financement à long terme d'un programme est souvent déterminé par son succès dans les premières années à la suite de son implantation. En effet, lorsque ce niveau de succès n'est pas suffisamment élevé, le financement peut être interrompu et les individus retournés en captivité. Cela représente donc une problématique, puisque plusieurs années peuvent être nécessaires avant qu'une population puisse voir ses effectifs augmenter significativement, et donc qu'une évaluation correcte du succès d'un programme puisse être effectuée. (Estrada, 2014) Les coûts associés à un programme varient en fonction de divers facteurs, comme la taille de l'espèce ciblée dans le programme, la superficie de l'aire où l'espèce est transférée, les habitudes de l'animal ainsi que la fréquence de prise d'informations requise après le relâchement des individus (Stanley Price, 1989a). Par ailleurs, l'ampleur des coûts diffère entre les taxons; les coûts seraient moins élevés pour des oiseaux, des amphibiens et des reptiles que pour des mammifères (Fa et al., 2011). De plus, les programmes de transfert impliquant des mammifères de grande taille seraient plus coûteux que ceux impliquant des mammifères de petite taille, puisqu'ils peuvent nécessiter l'utilisation d'avions ou d'hélicoptères dans le cadre d'activités de télémétrie (Kleiman, 1989). Un programme peut facilement coûter entre plusieurs milliers de dollars et un million de dollars par année. À titre comparatif, les coûts estimés pour maintenir le programme de réintroduction des condors de Californie (*Gymnogyps californianus*) en 1982 aux États-Unis étaient de 13 000 \$ US par individu par année (Kettmann, 2010, 7 janvier), tandis que ceux pour soutenir le programme de réintroduction des tamarins lions dorés (*Leontopithecus rosalia*) en 2003 au Brésil étaient, quant à eux, d'environ 22 000 \$ US par individu par année (Kleiman, Beck, Dietz et Dietz, 1991). Pour leur part, les coûts combinés pour maintenir deux projets de réintroduction du loup gris (*Canis lupus*) dans l'État d'Idaho et au parc national de Yellowstone aux États-Unis se sont élevés à 6 700 000 \$ US sur une période de 8 ans (Bangs et Fritts, 1996). Ceux pour soutenir le programme de réintroduction de bisons d'Amérique du Nord (*Bison bison*) dans le parc national de Banff au Canada étaient de 6 400 000 \$ CA sur un horizon de 5 ans (Parcs Canada, 2018). Il faut cependant savoir que peu d'études publient les coûts associés à la réalisation d'un programme de transfert animal, et celles qui le font révèlent rarement la répartition de leur budget, tout comme leurs sources de financement (Fa et al., 2011).

Ensuite, non seulement faut-il pouvoir garantir un financement constant durant toute la durée du programme, mais il faut aussi être conscient d'un besoin éventuel de financement s'il faut arrêter le transfert d'animaux, notamment pour entreprendre des procédures d'évaluation et de comptes-rendus, et pour retourner les individus transférés en captivité selon les cas (Helmstedt et al., 2017). À cela s'ajoutent des besoins éventuels de financement nécessaires pour réparer les dommages causés par des individus transférés, le cas échéant (Helmstedt et al., 2017). Un tel scénario peut survenir si, par exemple, une espèce transférée devient envahissante (Bourne, s. d.). D'autres impacts économiques négatifs, comme des pertes monétaires liées à des dommages aux biens de résidents locaux ou aux infrastructures publiques, peuvent aussi être occasionnés par la réalisation de programmes de transfert. (Flischer et Lindenmayer, 2000) Par exemple, comme expliqué précédemment, les agriculteurs et les éleveurs ont souvent des préoccupations importantes quant à des pertes financières pouvant être occasionnées par des dégâts faits à leurs cultures ou à leurs troupeaux d'animaux par une espèce faisant l'objet d'un programme de transfert dont le site de relâchement est situé à proximité de leurs propriétés. Dans de tels cas, il est possible de compenser les pertes pouvant être causées par des espèces transférées auprès des propriétaires, afin que ceux-ci ne soient pas affectés financièrement. Le programme de réintroduction des loups de Yellowstone est un exemple de programme ayant appliqué cette pratique. En effet, dans le cadre du programme, des compensations financières étaient remises par le gouvernement aux éleveurs qui subissaient des pertes de bétail par les loups. Toutefois, de telles façons de faire diminuent les bénéfices économiques pouvant être obtenus de ces projets de transfert. De plus, compenser financièrement les éleveurs de bétail ne répond qu'à une partie du problème, soit celle en lien avec les mortalités directement causées par la prédation. En réalité, les pratiques d'élevage traditionnelles éliminent complètement la présence de prédateurs potentiels; c'est pourquoi le bétail n'investit pas d'énergie pour être vigilant ou prendre la fuite dans ce contexte. Cela a donc pour effet de maximiser le poids des animaux de ferme, mais lorsque des prédateurs provenant d'un programme de transfert rôdent près des élevages, ceux-ci peuvent perdre du poids et ainsi diminuer les gains des éleveurs qui sont payés en fonction du poids des animaux. (Foo, 2013) La compensation financière peut également donner comme message à la population que de vivre avec la nature est quelque chose pour lequel on doit être compensé (Foo, 2013). Par ailleurs, lorsque des mesures sont financées afin de corriger des dommages engendrés par une espèce transférée, il peut être plus difficile d'obtenir un autre financement pour d'autres projets futurs. (UICN, 2012) Des méthodes permettant de prévenir les dommages potentiels causés par des individus transférés, comme l'utilisation de chiens de garde, de répulsifs sonores, de balisages et d'autres moyens dissuasifs, peuvent parfois être plus avantageuses que la compensation sur le plan économique. (Foo, 2013)

Dans un autre ordre d'idées, puisque les coûts associés à des programmes de transfert peuvent être très élevés et les sources de financement limitées, un des enjeux importants dans la réalisation de programmes est de s'assurer que les fonds disponibles sont utilisés de manière efficace. Pour ce faire, il est possible d'évaluer le rapport coût-efficacité des programmes. Effectivement, on vise généralement à dépenser les sommes les plus faibles possible pour obtenir le plus d'unités de biens environnementaux conservés

possibles, en l'occurrence le nombre d'espèces ou d'individus conservés le plus élevé possible. Ce rapport coût-efficacité est d'ailleurs particulièrement important de nos jours pour prioriser des actions de conservation, dans la mesure où sa maximisation peut augmenter les chances de recevoir du support financier pour la création d'un programme de transfert. (Lindsey, Alexander, Du Toit et Mills, 2005)

Malgré les coûts importants associés aux programmes de transfert animal, d'autres effets secondaires bénéfiques à l'humain peuvent être entraînés sur le plan économique. C'est le cas notamment des programmes implantés en Amérique du Nord, qui peuvent générer des bénéfices économiques substantiels grâce à l'industrie écotouristique. Par exemple, le parc national de Yellowstone, qui a fait l'objet d'un programme de réintroduction de loups, a attiré, en 2017, 4,1 millions de visiteurs ayant dépensé environ 499 millions de dollars dans divers secteurs économiques des localités régionales du parc. Ces dépenses ont permis de soutenir 7 350 emplois représentant 220 millions de dollars en revenus de travail. (*U.S. National Park Service*, 2018) Ces bénéfices économiques ne peuvent être tous imputables uniquement à la présence des loups, mais ils découlent principalement de l'engouement à les observer (Duffield, Neher et Patterson, 2008).

Finalement, lorsqu'un programme de réintroduction est mis en place, des bénéfices économiques à long terme occasionnés par l'amélioration des biens et services écologiques offerts par l'aire ciblée par un programme ont aussi des impacts positifs sur toute la société. Le transfert d'une espèce peut effectivement améliorer les services écosystémiques gratuits d'un milieu (p. ex. service de pollinisation des cultures et service de filtration des eaux), procurant, du même coup, des bénéfices économiques aux humains. (NSRF, 2014) À titre d'exemple, les bénéfices économiques que retirera la population américaine de l'instauration d'un programme de transfert de loutres de rivière (*Lontra canadensis*) aux États-Unis sont estimés à des valeurs totales variant entre 12 et 22 millions de dollars US sur une période de 10 ans, selon l'échelle de population ciblée (locale à nationale). (Kroeger, 2005) Les retombées économiques des biens et services restaurés ou créés par un programme de transfert animal peuvent donc représenter des bénéfices économiques non négligeables pour l'ensemble de la population.

2. FACTEURS À CONSIDÉRER POUR LA RÉALISATION DE PROGRAMMES DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES À SUCCÈS AU CANADA

De multiples facteurs doivent être considérés pour réaliser un programme de transfert. La communauté scientifique a effectivement pu relever, à travers les années, plusieurs facteurs biologiques et non biologiques ayant pu influencer positivement, de manière directe ou indirecte, le succès des programmes réalisés jusqu'à ce jour. Il est donc possible de bénéficier des expériences passées pour exécuter des programmes qui tiennent compte de ces facteurs, de sorte à maximiser leurs chances de succès au profit de la conservation des espèces.

Le chapitre 2 présente les facteurs à considérer pour la réalisation de programmes de transfert d'espèces animales terrestres. Ces facteurs sont les plus couramment rapportés ou recommandés dans la littérature scientifique. Un tableau exposant une synthèse des facteurs de succès d'un programme est disponible à l'annexe 2 de l'essai. Le chapitre 2 comporte les sections suivantes :

- Section 2.1 Espèce
- Section 2.2 Équipes de travail
- Section 2.3 Buts, objectifs et actions
- Section 2.4 Causes de déclin et menaces
- Section 2.5 Localisation, protection et qualité du site de relâchement
- Section 2.6 Cadre légal et réglementaire applicable au Canada
- Section 2.7 Sources d'information
- Section 2.8 Prédications d'impacts
- Section 2.9 Choix des individus
- Section 2.10 Soins « bon départ »
- Section 2.11 Enrichissement environnemental
- Section 2.12 Gestion génétique et démographique
- Section 2.13 Capture, transport et manipulation des animaux
- Section 2.14 Libération en douceur
- Section 2.15 Contrôle de la santé et des risques de maladies
- Section 2.16 Bien-être des animaux
- Section 2.17 Suivi après le transfert
- Section 2.18 Acceptabilité sociale et support des parties prenantes
- Section 2.19 Diffusion des informations
- Section 2.20 Financement
- Section 2.21 Calendrier de réalisation
- Section 2.22 Gestion des programmes
- Section 2.23 Évaluation du succès d'un programme
- Section 2.24 Risques
- Section 2.25 Faisabilité
- Section 2.26 Facteurs critiques

2.1 Espèce

Certaines espèces ont de meilleures prédispositions pour être déplacées avec succès d'un environnement à un autre (Ralls et Ballou, 2013; Wolf, Griffith, Reed et Temple, 1996). Ces prédispositions peuvent être liées à différents aspects de la biologie et de l'écologie de l'espèce et peuvent avoir des effets majeurs sur la survie et la reproduction de celle-ci et, par le fait même, sur le succès d'un programme de transfert.

Il faut d'abord souligner que le taux de succès des programmes est très faible en général pour les espèces possédant des structures sociales complexes et un niveau d'intelligence élevé, et qui nécessitent donc, par le fait même, plus d'entraînement durant le développement (Reading, Miller et Shepherdson, 2013). Par ailleurs, les transferts d'espèces de mammifères ou d'oiseaux sont considérablement mieux réussies en moyenne que celles ciblant des reptiles ou des amphibiens (Dodd et Seigel, 1991; Griffith et al., 1989). Cela s'explique probablement par le fait qu'elles sont plus faciles à suivre après leur relâchement en nature, laissant supposer que les interventions permettant de contrôler les menaces qu'elles subissent après le transfert peuvent être mieux ciblées dans ces conditions. Cela peut aussi être attribuable au fait que l'on possède, encore aujourd'hui, relativement peu de connaissances sur les espèces d'amphibiens et de reptiles (Estrada, 2014).

Wolf et al. (1996) suggère également que les espèces généralistes pourraient être de meilleures candidates pour des projets de transfert que celles dites spécialistes. Les programmes de transfert ciblant des espèces herbivores ou omnivores plutôt que des espèces carnivores, tout comme ceux ciblant des espèces se reproduisant tôt dans leur cycle de vie et engendrant de grandes portées ou couvées, réussiraient davantage par ailleurs (Griffith et al., 1989; Wolf, Garland et Griffith, 1998). Les espèces ayant une petite masse corporelle seraient aussi de meilleures candidates pour les projets de transfert (Fa et al., 2011).

Pour éviter les problématiques d'envahissement dans le cas des introductions, les espèces moins invasives, caractérisées par de petites populations, une faible capacité de dispersion, un potentiel d'adaptation faible, un taux de croissance faible et vivant dans un habitat à faible connectivité spatiale représenteraient de meilleurs candidats pour ce type de projets (Loss, Terwilliger et Peterson, 2010; Ozinga et al., 2009; Petit et al., 1999; Primack et Miao, 1992; Trakhtenbrot, Nathan, Perry et Richardson, 2005).

Également, la sensibilité d'une espèce envers une menace, qui dépend des caractéristiques biologiques spécifiques à celle-ci, peut la rendre plus favorable à être déplacée dans un site donné, car elle influence sa capacité d'adaptation à l'égard de ces menaces. (UICN, 2012) Voici quelques exemples de caractéristiques spécifiques aux espèces pouvant les rendre plus résistantes aux menaces :

- Une grande diversité génétique;
- Une répartition démographique sur une aire très étendue;
- Une bonne faculté de colonisation;
- Un taux de reproduction élevé;
- Une bonne plasticité phénotypique;
- Un rythme d'évolution rapide. (UICN, 2012)

De plus, l'acceptabilité sociale à l'égard du choix de l'espèce ciblée pour un programme de transfert peut aussi être un élément important à considérer dans l'élaboration d'un programme. En effet, étant donné

qu'un tel programme implique diverses parties prenantes, ces dernières peuvent avoir des préoccupations à l'égard de l'espèce elle-même (p. ex. dangerosité), et ainsi nuire au succès des programmes, puisqu'elles peuvent détenir un pouvoir d'influence élevé sur leur mise en place. Il est aussi reconnu que le succès de programmes de transfert peut être compromis lorsque l'espèce ciblée a le potentiel de causer des conflits entre les humains et les animaux, tels que ceux impliquant des prédateurs de grande taille, ce qui peut représenter une préoccupation chez certaines parties prenantes (Ewen et al., 2014; Nilsen et al., 2007; Wilson, 1997). De plus, puisque les programmes comportent souvent des ressources limitées, les parties prenantes peuvent avoir des préoccupations relatives aux probabilités que le transfert réussisse pour une espèce en particulier, selon les caractéristiques biologiques favorables dont elle dispose.

L'UICN (2012) recommande toutefois que le choix se fasse avant tout sur la base du degré de précarité d'une espèce, afin de cibler une espèce ayant de réels besoins en la matière. À cet effet, il est nécessaire d'étudier de manière approfondie le statut des populations sauvages. L'UICN (2012) recommande de se référer aux paramètres utilisés pour inscrire une espèce sur sa Liste rouge, afin de choisir l'espèce ciblée de manière rigoureuse. Ces critères peuvent permettre d'évaluer le besoin réel d'intervention pour la sauvegarde d'une espèce. Par exemple, le choix de l'espèce ciblée pour un transfert peut être basé sur une série de critères biologiques classés en ordre de priorité, comme les suivants :

- Sa fonction écologique;
- Sa spécificité dans l'évolution ou son caractère exceptionnel;
- Son rôle d'espèce phare;
- La gravité de son risque d'extinction;
- Son utilité potentielle pour assurer un remplacement écologique.

Le dernier cas peut exister lorsque la transformation d'un écosystème résulte de la disparition d'une espèce et que le rétablissement de ses fonctions écologiques est ainsi requis. (UICN, 2012)

Inversement, il est important de ne pas réaliser un transfert animal uniquement parce qu'il existe des stocks d'animaux en captivité ou pour se débarrasser d'animaux en surnombre (UICN, 1998).

2.2 Équipes de travail

L'expérience générale des employés fait partie des facteurs déterminants pour le succès d'un programme (Svensson, 2011; Wolf et al., 1996). La bonne gestion d'un programme dépend d'ailleurs beaucoup de l'équipe de travail; c'est pourquoi cet aspect, bien qu'il soit souvent négligé, est particulièrement important (Clark et Westrum, 1989). Pour assurer le bon fonctionnement du programme, les autorités et les responsabilités de chaque intervenant, pour l'ensemble des aspects d'un programme de transfert animal, doivent également être bien définies en amont d'un tel programme (*Association of Zoos & Aquariums* [AZA], 1992).

Il est d'abord recommandé de former une équipe de professionnels travaillant à la mise en œuvre du programme. Cette équipe multidisciplinaire doit être composée de personnes ayant des connaissances et des compétences sur les différents aspects d'un programme (biologiques, éthologiques, génétiques, vétérinaires, sociaux, financiers, etc.) de transfert d'animaux. Idéalement, il doit s'agir de professionnels ayant des formations et de l'expérience importante en matière de transfert animal et qui ont la capacité de travailler sans supervision. Ils doivent aussi être sélectionnés, entre autres, pour leurs habiletés à résoudre des problèmes et leur volonté à gérer des situations d'incertitude. Ils doivent également être choisis pour leur capacité à travailler en équipe multidisciplinaire et leur volonté de travailler à résoudre des problèmes complexes avec l'aide de professionnels d'autres disciplines. Les projets de transfert comportent beaucoup d'incertitudes et de risques; c'est pourquoi des situations exigeant des décisions difficiles à prendre surviennent et peuvent parfois mener à des échecs. Il est donc important que les professionnels soient capables de s'adapter à des changements continuels, qu'ils ne soient pas rigides dans leur façon de travailler et qu'ils ne tombent jamais dans la critique et/ou la recherche de coupables. De plus, on recommande de former des sous-équipes, au sein de cette grande équipe, qui travailleront ensemble sur différentes étapes ou aspects du programme. (Clark et Westrum, 1989) Une personne doit, par ailleurs, avoir pour rôle de s'assurer que chaque sous-équipe travaille efficacement à l'atteinte des buts du programme. Celle-ci peut aussi avoir un rôle de coordonnateur, afin de faire le lien entre les sous-équipes de travail.

Une autre équipe, représentant un réseau de personnes et d'organisations ayant un rôle influant à jouer dans les décisions du programme, doit aussi être formée (Clark et Westrum, 1989). Celle-ci doit notamment représenter les besoins, les intérêts et les préoccupations socioéconomiques, politiques et légaux (Reading et al., 1997) associés au programme. Une personne, ayant un rôle de coordonnateur, doit aussi être responsable d'assurer une bonne communication entre les divers intervenants de cette équipe. Elle doit notamment participer de manière soutenue au maintien d'une coopération et d'un engagement constants au sein de ce réseau. (Clark et Westrum, 1989)

Par ailleurs, pour parvenir à la réussite d'un programme de transfert, la continuité administrative à long terme de celui-ci doit être assurée. En effet, l'une des problématiques importantes qu'il est possible d'observer dans les programmes passés est l'instabilité involontaire dans la qualité des efforts mis dans les programmes, souvent causée par le changement de personnel dans les organisations à travers les années. De ce fait, il est important d'assurer le maintien des efforts de gestion d'un programme et une transition adéquate lors de tels changements d'employés, à travers les années. (Snyder et al., 1996)

Également, pour assurer une gestion efficace dans un projet de transfert, certaines pratiques relatives à la gestion des ressources humaines sont recommandées. Puisque la réalisation d'un projet de transfert animale implique généralement un grand nombre d'acteurs différents, une bonne organisation et une communication efficace sont des facteurs clés à la réussite d'un tel projet (UICN, 2012). À ce titre, l'UICN

(2012) mentionne qu'il peut être nécessaire de « créer une équipe spéciale fonctionnant indépendamment des hiérarchies officielles et bureaucratiques, afin d'orienter et de superviser et de répondre rapidement et efficacement à tout problème de gestion » (UICN, 2012). Le programme de réintroduction du castor de 2009 en Écosse, un programme reconnu pour son succès, s'est entre autres doté de mesures de gestion semblables, afin d'intervenir rapidement en cas de problème (*Royal Society of Edinburgh*, 2018).

Enfin, il faut savoir qu'il est bon de veiller à une communication et à une collaboration efficace entre les projets de transfert partageant des intérêts communs, même si les gestionnaires d'autres projets ne font pas partie intégrante de l'équipe de travail d'un projet donné. En effet, cela permet d'assurer une meilleure utilisation des ressources et de l'expérience acquise dans les projets, et ainsi, d'optimiser les chances de sauvegarde d'une espèce. (UICN, 2012) Il est donc recommandé de contacter, dès le début d'un programme de transfert, d'autres gestionnaires ayant travaillé ou travaillant sur des projets semblables ou sur l'espèce ciblée, afin de bénéficier de leur expérience et des connaissances qu'ils ont acquises pour obtenir des informations utiles.

2.3 Buts, objectifs et actions

Des buts, des objectifs et des actions doivent toujours être clairement définis lors de la conception d'un projet de transfert, afin de déterminer quelles mesures doivent être prises pour réaliser le projet, évaluer son succès et assurer son progrès en continu (Jachowski et al., 2016; UICN, 2012). Il convient d'ailleurs de se rapporter continuellement à ces buts et ces objectifs, car ils serviront de guide pour toutes les décisions devant être prises lors du projet.

Divers buts et objectifs peuvent faire partie d'un projet de transfert. L'UICN (2012) fait la distinction entre les buts, les objectifs et les actions d'un projet de transfert et les définit comme suit :

- « Le but est le résultat escompté d'un transfert aux fins de la sauvegarde. Il devrait s'harmoniser avec les avantages escomptés pour la conservation, et s'exprime souvent en termes de taille ou de nombre de populations aptes à produire les bienfaits pour la protection de la nature, soit localement, soit mondialement, le tout dans un délai donné. Il peut y avoir plus d'un but, mais leur multiplication peut nuire à la clarté des motivations.
- Les objectifs spécifient comment le (ou les) but sera atteint; il convient qu'ils soient clairs et spécifiques et qu'ils ciblent toutes les menaces identifiées ou supposées qui pèsent sur l'espèce.
- Les actions sont des déclarations précises de ce qui doit être fait pour atteindre les objectifs; elles doivent être mesurables, être assorties d'un calendrier; les moyens nécessaires doivent être précisés, tout comme les acteurs chargés et responsables de leur réalisation. Les actions sont les éléments à partir desquels l'évolution d'un transfert sera suivie et évaluée. » (UICN, 2012)

Généralement, le but principal d'un programme est d'établir une population viable et autosuffisante chez une espèce donnée, avec une haute probabilité de persistance dans le temps, en référence à la définition d'un transfert à succès (Fischer et Lindenmayer, 2000; Griffith et al., 1989; Jachowski et al., 2016). En effet,

la plupart des études définissent le succès d'un transfert comme « la production d'une population sauvage viable et autosuffisante » (Griffith et al., 1989). La viabilité et l'autosuffisance d'une population s'expriment souvent par l'atteinte d'un seuil en termes de taille de population (UICN, 2012). Toutefois, Ewen et al. (2014) signale que seulement 36 % des programmes de transfert établissent des buts explicitement reliés à la viabilité d'une population, suivant la définition d'un transfert animal à succès. Ewen et al. (2014) et (Keeney, 2009) indiquent néanmoins qu'il n'est pas essentiel d'établir des buts communs et standardisés entre les projets de transfert. En effet, les projets de transfert doivent être conçus et réalisés en tenant compte des préoccupations, des obligations et des préférences des gestionnaires de programmes et des parties prenantes impliquées dans les projets, puisqu'ils ont une grande influence sur la réussite de ces derniers. Ainsi, les buts et les objectifs d'un programme ne devraient pas seulement être déterminés en fonction de méta-analyses et de revues de littérature scientifiques, mais aussi selon les intérêts des gestionnaires. (Keeney, 2009)

Les objectifs d'un programme, qui spécifient comment le but sera atteint, peuvent viser à augmenter le nombre d'individus, le nombre de populations distinctes d'une espèce ou la diversité génétique d'une population sauvage, stabiliser et inverser le déclin d'une population, augmenter la survie d'une classe d'âge d'une espèce, générer des bénéfices économiques à long terme à l'économie locale/nationale, etc. (Bennett, Steiner, Carstairs, Gielens et Davy, 2017; Bourne, s. d.; UICN, 1998). Les phases de développement communément observées dans les populations animales doivent par ailleurs être considérées pour l'établissement des buts, des objectifs et des actions (UICN, 2012) (voir section 2.12).

Les actions nécessaires pour atteindre les objectifs, quant à elles, se doivent d'être spécifiques, en intégrant des cibles quantitatives à atteindre, puisque ces dernières permettront de vérifier précisément l'atteinte des objectifs lors des évaluations du programme, et ainsi, de statuer sur son succès. Les évaluations seront abordées plus en détail à la section 2.23 du présent chapitre.

Les conclusions obtenues à partir des différents suivis doivent également permettre de justifier tout changement dans les objectifs en cours de projet et toute modification au calendrier du transfert, advenant le cas où ils devraient être adaptés (UICN, 2012).

2.4 Causes de déclin et menaces

L'identification et l'élimination ou l'atténuation suffisante des causes du déclin d'une espèce ou des menaces auxquelles elle est confrontée constituent des facteurs essentiels au succès d'un transfert, bien que ces causes puissent parfois être difficiles à déterminer et à quantifier. Ils font d'ailleurs partie des principaux facteurs d'échec des projets de transfert animal identifiés par plusieurs études (Ewen et al., 2014; Wolf et al., 1996).

Les causes de déclin, qui vont souvent de pair avec les enjeux environnementaux, sont notamment souvent, mais pas seulement, reliées aux modifications engendrées par l'humain sur les habitats des espèces qui compromettent la survie des espèces. (Estrada, 2014; Ralls et Ballou, 2013; Sarrazin et Barbault, 1996). Elles peuvent être de nature biologique, physique (p. ex. phénomènes climatiques extrêmes), sociale, politique, économique ou une combinaison de ces catégories. Voici quelques exemples de causes de déclin ou de menaces :

- Maladies;
- Chasse ou collecte excessive;
- Pollution;
- Intoxication;
- Compétition ou prédation d'espèces exotiques;
- Disparition de l'habitat;
- Effets néfastes d'activités de recherche ou de gestion antérieures. (UICN, 1998)

Il est à noter que les menaces entraînant des extinctions locales sont souvent vives, mais contrôlables, alors que celles qui « sévissent sur la totalité ou sur une grande partie de l'aire de répartition d'une espèce sont souvent plus difficiles à gérer » (UICN, 2012). Les agents pathogènes, les prédateurs ou les compétiteurs introduits, les changements massifs dans l'utilisation des sols, les polluants atmosphériques et les changements climatiques, notamment, représentent des menaces ayant une grande portée géographique (UICN, 2012).

2.5 Localisation, protection et qualité du site de relâchement

Pour commencer, il est à noter que le transfert d'une espèce dans son aire de répartition d'origine est préférable le plus souvent, puisque celle-ci est habituellement composée d'habitats appropriés. Le taux de succès des transferts réalisés dans l'aire de répartition d'origine des espèces serait effectivement plus élevé qu'en périphérie ou à l'extérieur de celle-ci (Dodd et Seigel, 1991; Griffith et al. 1989; Wolf et al., 1996). Toutefois, cela ne constitue pas une règle générale, car il est important de tenir compte des possibilités suivantes :

- La présence actuelle ou passée d'une espèce dans une certaine localisation n'indique pas nécessairement la présence d'un habitat approprié à l'heure actuelle ou dans le futur;
- L'absence actuelle d'une espèce dans une certaine localisation n'indique pas nécessairement l'absence d'un habitat approprié;
- Les parcelles d'habitats appropriés ne seront peut-être pas toutes colonisées, parce que des composantes à l'échelle du paysage pourraient être manquantes;
- La compatibilité des caractéristiques d'un habitat peut varier en fonction des espèces;
- Les individus au sein d'une espèce peuvent ne pas être également compatibles envers le site de relâchement choisi;
- Un habitat approprié peut nécessiter d'être créé ou restauré pour aider à sa colonisation, puis géré afin de maintenir sa valeur perçue, bien que cela puisse être complexe. (Estrada, 2014; Ewen et al., 2012; Osborne et Seddon, 2012; Svensson, 2011)

Le plus important à retenir est que le site de relâchement doit pouvoir répondre à l'ensemble des besoins des espèces transférées pour pouvoir assurer leur maintien à long terme et ainsi, la réussite de leur transfert. Les espèces ciblées doivent aussi être adaptées aux pressions sélectives présentes dans le site (Sarrazin et Legendre, 2000; Viggers, Lindenmayer et Spratt, 1993; Woodford et Kock, 1991). Le transfert d'espèces dans un habitat approprié avec des conditions favorables à leur survie (sources de nourriture de qualité et en quantité suffisante, superficie suffisante pour la dispersion des individus, compétition limitée dans la niche écologique, etc.) est un facteur de succès incontournable. (Razzetti et Scali, 2009) Un habitat ayant une qualité élevée est positivement associé à de meilleures probabilités de succès pour un programme de transfert (Griffith et al., 1989; Wolf et al., 1996). Or, le manque d'habitats appropriés disponibles est souvent un des freins majeurs à l'implantation de programmes de transfert (Kleiman, 1989).

Par ailleurs, les relâchements en périphérie de l'aire de répartition d'origine d'une espèce seraient plus réussis que ceux localisés en son cœur uniquement lorsque la qualité de l'habitat y est excellente et que celle en son cœur est faible (Wolf et al., 1996). La présence de refuges sur le site de relâchement et une faible variabilité dans l'environnement seraient également des facteurs de succès importants. Les transferts effectués dans des sites où les compétiteurs potentiels sont similaires aux compétiteurs d'origine seraient aussi moins fructueuses que dans des sites sans compétiteurs ou présentant d'autres populations de la même espèce pouvant être de potentiels compétiteurs. (Bourne, s. d.; Griffith et al., 1989) Par ailleurs, Montoya, Pimm et Solé (2006) suggèrent que plus les espèces sont de grande taille, plus elles ont besoin d'autres espèces pour se nourrir, ce qui peut les rendre plus vulnérables si elles sont transférées dans des lieux où le nombre d'espèces est faible ou qui abritent plusieurs espèces différentes de celles présentes dans leur habitat d'origine.

Selon l'UICN (2012), la sélection des sites de relâchement doit se faire selon une série d'exigences. Le site de relâchement sélectionné doit :

- « remplir toutes les conditions pratiques nécessaires à un lâcher efficace et supposant le moins de stress possible pour les organismes lâchés;
- permettre aux organismes lâchés d'exploiter rapidement leur nouvel environnement;
- permettre de répondre aux besoins de communication avec les médias et de sensibilisation du public, ainsi que de mobilisation de la communauté;
- satisfaire à toutes les exigences biotiques et abiotiques de l'espèce;
- constituer un habitat adapté à l'étape du cycle de vie où les animaux sont lâchés, et ensuite à toutes les autres étapes du cycle de vie de l'espèce;
- convenir aux besoins en habitat pour toutes les saisons [et à long terme];
- être assez vaste pour permettre d'atteindre les objectifs de sauvegarde;
- offrir une connectivité adaptée vers les habitats appropriés si le milieu est morcelé;
- être bien isolé des habitats de qualité insuffisante ou des sites impropres à la survie, qui pourraient constituer des pièges mortels pour la population ». (UICN, 2012)

Le site doit, notamment, avoir une superficie assez grande pour exposer les individus d'une espèce à des densités de population normales, de sorte qu'ils ne subissent pas un stress trop élevé (Alberts, 2007; Knapp et Hudson, 2004; Razzetti et Scali, 2009; UICN, 2012). Le relâchement d'individus dans un site où la capacité de support est atteinte, ou presque atteinte, doit aussi être évité, car cela peut engendrer des perturbations sociales et du stress possiblement fatal pour les animaux (Kleiman, 1989). En revanche, même si l'habitat doit être assez grand pour permettre l'accroissement de la population, il doit aussi être assez petit pour ne pas engendrer des échecs de reproduction causés par l'incapacité à localiser des partenaires de reproduction (Alberts, 2007; Knapp et Hudson, 2004). Aussi, il faut assurer une densité de population suffisante dans un site pour éviter une dissolution de la structure sociale d'une espèce (Alberts, 2007; Berry, 1986).

De plus, le site de relâchement doit détenir plusieurs autres caractéristiques. Il devrait comporter différents types d'abris en termes de formes, de matériaux (rochers, bois, etc.) et de tailles, pour permettre aux animaux de se familiariser à une variété de refuges. Chez certaines espèces, un approvisionnement en substrat sablonneux, au lieu d'abris artificiels, peut être utile à un certain moment dans le programme pour leur donner l'opportunité d'acquérir de l'expérience à creuser leur propre terrier et leur permettre de développer leurs capacités physiques. (Alberts, 2007) Bien que certains taxons sont capables de trouver des abris sans difficulté après leur relâchement en nature (Alberts, 2007; Burton, 1996; Wilson et al., 2004), il est tout de même recommandé de fournir une bonne densité de refuges à leur arrivée (Alberts, 2007). Aussi, des scientifiques expliquent que le fait de choisir un site de relâchement composé de substrats, de structures végétales et d'un climat semblables au site d'origine d'une espèce, d'approvisionner le site de relâchement de nourriture et de divers refuges, et d'y mettre des odeurs en lien avec les congénères d'une espèce, peut favoriser les chances que les individus transférés se dispersent et s'établissent moins loin du site de relâchement, augmentant ainsi leur taux de survie (Alberts, 2007). Les différentes ressources (abris, sites de nourriture, etc.) doivent, en outre, être suffisantes en nombre et réparties sur le territoire, afin de

minimiser les risques qu'un groupe d'individus les monopolisent (Alberts, 2007; Alberts, 1994; Burghardt et Milostan, 1995).

Dans ce même ordre d'idées, le choix du site de relâchement doit être fait en tenant compte de la présence d'espèces en interdépendance avec l'espèce cible, si une telle relation existe. En effet, les espèces essentielles pour la survie de l'espèce cible peuvent devoir être déplacées avec cette dernière, bien que d'autres espèces indigènes au site de relâchement, mais différentes de celle du site source, peuvent aussi permettre d'assurer les relations écologiques requises. De même, il est nécessaire d'étudier l'impact des prédateurs, des compétiteurs et des maladies potentiels présents sur le site de relâchement de l'espèce ciblée, afin de vérifier si leur présence peut compromettre la survie de l'espèce transférée à long terme, et donc la réussite du transfert (UICN, 2012)

Ensuite, il faut savoir que certaines espèces sélectionnent leur habitat selon un phénomène nommé l'induction natale de préférence d'habitat (NHPI). Ce phénomène se manifeste lorsqu'un individu se disperse et qu'il sélectionne son habitat selon le nombre de stimulus similaires à ceux de son habitat natal retrouvés dans un nouvel habitat. Autrement dit, si l'habitat évalué par un individu lui est familier, il aura plus tendance à le choisir pour s'y établir. En général, les espèces démontrant une NHPI évaluent un habitat à partir de caractéristiques simples à reconnaître et à évaluer, et qui représentent relativement souvent la qualité d'un habitat. C'est d'ailleurs sur la base de ce phénomène que certains programmes utilisent des mesures de libération en douceur (voir section 2.14), pour favoriser la familiarisation des individus avec les conditions locales d'un site et ainsi, augmenter les chances qu'ils demeurent à cet endroit. L'identification des caractéristiques spécifiques d'une NHPI chez une espèce et la reproduction de celles-ci dans le site de relâchement peuvent donc être des pratiques intéressantes à mettre en œuvre pour s'assurer que les individus s'y établissent. À l'inverse, l'identification des caractéristiques d'un site prévu pour le relâchement des individus et leur reproduction en captivité lorsqu'ils naissent dans ce milieu peut aussi être intéressante pour la même raison. Ces caractéristiques peuvent être associées à la lumière, aux couleurs, aux caractéristiques structurales, aux bruits anthropiques, etc. (Stamps et Swaisgood, 2007)

En ce qui concerne le nombre de sites à sélectionner, il faut savoir qu'il existe deux stratégies générales de relâchement à cet effet : le relâchement d'une seule vaste population dans un seul site et le relâchement de plusieurs petites populations dans plusieurs sites. Les deux options comportent des avantages et des inconvénients; c'est pourquoi le meilleur choix doit être étudié en fonction de l'espèce ciblée dans un projet de transfert. La première option peut notamment permettre d'augmenter les probabilités de rencontres entre les partenaires de reproduction. (Razzetti et Scati, 2009) En revanche, certains recommandent plutôt de multiplier les sites de relâchement pour transférer une espèce, car cela réduit la compétition (NSRF, 2014), maximise la diversité génétique par la dispersion continue de gènes (Razzetti et Scati, 2009) et « augmente les chances de trouver un habitat propice, d'éviter des perturbations localisées et d'encourager le développement de sous-populations locales » (UICN, 2012).

Outre les aspects biotiques et abiotiques, les aspects légaux par rapport au site de relâchement doivent aussi être pris en compte. Il faut notamment choisir préférentiellement un site de relâchement bénéficiant d'une protection légale à long terme (p. ex. parc national), afin qu'aucune activité anthropique ultérieure (chasse, exploitation de ressources, etc.) ne puisse compromettre à nouveau la pérennité de l'espèce transférée (Estrada, 2014; Kleiman, 1989; NSRF, 2014; Ralls et Ballou, 2013; UICN, 2012; Wolf et al., 1996). Le niveau de protection dont bénéficie un site peut permettre un certain compromis en matière d'activités et d'accès pour les humains, selon les menaces qui existent envers l'espèce ciblée (NSRF, 2014). La localisation du site où seront relâchés les individus et des endroits où ils pourront se déplacer doit, en outre, être compatible avec les utilisations autorisées des sols dans ces secteurs, et ce, jusqu'à l'atteinte des objectifs du programme, voire même jusqu'à perpétuité idéalement. (UICN, 2012)

Enfin, si un site est dégradé, sa restauration par le biais de diverses mesures, telles que la reforestation ou le contrôle d'espèces envahissantes sur un site, est une condition essentielle au succès d'un transfert (Kleiman, 1989; Sarrazin et Barbault, 1996; Wilson et Price, 1994). La restauration du site de relâchement d'une espèce doit effectivement être assurée en milieu naturel, afin de maintenir la viabilité d'une population, et ainsi réussir le transfert d'une espèce.

2.6 Cadre légal et réglementaire applicable au Canada

Plusieurs lois et règlements fédéraux et provinciaux interviennent de manière directe ou indirecte sur la réalisation de programmes de transfert d'espèces terrestres au Canada.

Cet encadrement législatif et réglementaire peut avoir été instauré dans plusieurs buts, tels que favoriser la survie des espèces, conserver des milieux naturels, restreindre la dissémination d'espèces exotiques envahissantes, assurer le bien-être animal et limiter les risques de transmission de maladies humaines ou animales (UICN, 2012).

L'encadrement canadien et québécois en matière de transfert animal touche six principaux thèmes :

- La protection des espèces;
- La protection des habitats ou des sites;
- L'importation ou le déplacement des espèces et produits animaux entre des territoires;
- La possession d'espèces et le bien-être animal;
- Le contrôle des maladies;
- La dissémination des espèces

La conformité légale et réglementaire de tous les aspects d'un programme de transfert animal représente un paramètre inhérent à la faisabilité de réaliser un programme à long terme. Notamment, le respect du

cadre légal et réglementaire fédéral et provincial, comprenant l'acquisition des permis, des autorisations et des licences nécessaires à la réalisation du programme, est requis, sans quoi les autorités concernées pourraient empêcher l'implantation d'un tel programme ou l'arrêter en cours d'exécution, nuisant donc au succès de ce dernier. (Bourne, s. d.; Richardson et al., 2009)

Cette section présente les lois et les règlements fédéraux, provinciaux et municipaux intervenant dans la réalisation de programmes de transfert d'espèces animales au Québec et au Canada. Elle décrit également les démarches devant être entreprises pour l'obtention d'autorisations, de licences ou de permis touchant l'une ou l'autre des étapes des projets de transfert, et les autorités et organisations responsables de l'encadrement de ceux-ci. (UICN, 2012)

2.6.1 Palier fédéral

Cette sous-section présente l'encadrement législatif et réglementaire fédéral applicable, les procédures pour l'obtention d'autorisations, de licences ou de permis, ainsi que les autorités responsables en matière de transfert d'espèces animales au Canada.

Loi sur les espèces en péril (LEP)

Si le but d'un programme de transfert est de conserver une espèce, la Loi sur les espèces en péril (LEP) peut s'appliquer à l'instauration d'un programme de transfert d'une espèce reconnue pour être en situation précaire selon cette loi. La LEP a pour principal objectif d'assurer la survie des espèces sauvages et la protection du patrimoine naturel au Canada. Puisque des projets de transfert sont souvent mis en place dans des contextes impliquant des situations critiques, comme dans le cas où une espèce est en situation précaire, il est fort probable que les gestionnaires de ces projets doivent se conformer à cette loi. Ainsi, la loi prévoit diverses mesures visant à protéger les espèces en péril, entre autres par le biais de programmes de rétablissement à l'intérieur desquels des projets de transfert animal peuvent être prévus. C'est un comité composé de divers intervenants, le Comité du programme de rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPÉ), qui est responsable d'élaborer et de mettre en œuvre ces programmes. Il est donc possible, pour différentes organisations, de s'impliquer dans les activités de transferts potentiels de ces programmes. Pour l'application de cette loi, le gouvernement suit le principe selon lequel « s'il existe une menace d'atteinte grave ou irréversible à l'espèce sauvage inscrite, le manque de certitude scientifique ne doit pas être prétexte à retarder la prise de mesures efficaces pour prévenir la disparition ou sa décroissance ». (LEP) La LEP exige donc la formation d'une équipe de rétablissement et l'obligation de produire des plans de rétablissement pour chaque espèce inscrite, contrairement à la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du palier provincial.

Il est à noter que l'habitat essentiel de l'espèce n'est pas systématiquement protégé par la loi, c'est-à-dire qu'il peut ou non être protégé selon l'avis du ministre compétent à l'égard des menaces qui pèsent sur celui-

ci. Trois ministères fédéraux ont des responsabilités au titre de la LEP, soit le ministère des Pêches et des Océans (MPO) qui est responsable des espèces aquatiques en péril, le ministère du Patrimoine canadien (PCH), via l'Agence Parcs Canada, qui est responsable des espèces en péril se trouvant dans les parcs nationaux, dans les lieux historiques nationaux ou dans d'autres aires de protection du patrimoine, et le ministère d'ECCC, qui est responsable de toutes les autres espèces en péril et de l'administration de la LEP. (Bourdages et Labelle, 2003; *Loi sur les espèces en péril*) Les ministres des gouvernements provinciaux et territoriaux, quant à eux, sont responsables de la conservation et de la gestion des espèces sauvages dans leur province ou leur territoire, dont la mise en œuvre des plans de rétablissement (ECCC, 2018).

Par ailleurs, il est possible de mettre en place des accords de financement entre le ministre compétent et des organisations afin d'exécuter des projets de conservation d'espèces animales, tels que des projets de transfert, en vertu de l'article 13 de la loi. Un projet de transfert de rats-kangourous d'Ord (*Dipodomys ordii*), réalisé par le passé en Alberta, a notamment pu bénéficier de financement découlant de cette loi pour sa mise en œuvre. (ECCC, 2018)

Par ailleurs, pour pratiquer « une activité qui profite à une espèce ou qui améliore ses chances de survie à l'état sauvage », un permis doit être délivré par le ministre en vertu du paragraphe 2 de l'article 73 de la LEP, moyennant des frais. La détention d'un permis est donc nécessaire pour la réalisation d'un programme de transfert ciblant une espèce inscrite à la LEP. Pour obtenir un permis, une demande doit être envoyée au ministre compétent. Plusieurs renseignements décrits dans le Règlement sur les permis autorisant une activité touchant une espèce sauvage inscrite doivent être contenus dans la demande. Entre autres, les renseignements doivent :

- « a) [...] [montrer que] toutes les solutions de rechange susceptibles de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce ont été envisagées et la meilleure solution retenue.
 - b) [...] [montrer que] toutes les mesures possibles seront prises afin de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce, son habitat essentiel ou la résidence de ses individus.
 - c) [...] [indiquer] les changements que l'activité risque de causer à l'espèce sauvage inscrite, à son habitat essentiel ou à la résidence de ses individus, les répercussions possibles de ces changements et l'importance de celles-ci. »
- (LEP)

Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial (LPEAVSRCII)

La Convention sur le commerce international des espèces de flore et de faune en péril (CITES) a pour objectif de contrôler le commerce légal et illégal d'espèces sauvages en péril et de leurs produits dérivés (Bourdages et Labelle, 2003). Elle n'a pas pour but d'éliminer le commerce, mais plutôt de prévenir la surexploitation d'espèces en péril et le braconnage excessif (Gouvernement du Canada, 2018).

Cette convention est administrée et mise en œuvre au Canada au moyen de la Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial (LPEAVSRCII). Cette loi fédérale, créée afin de renforcer la CITES, vise à contrôler le commerce international et interprovincial des espèces en péril (Bourdages et Labelle, 2003). Elle s'applique aux espèces animales et végétales suivantes :

- « les espèces figurant sur la liste de contrôle de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES);
- les espèces étrangères dont la capture, la possession et l'exportation sont interdites ou réglementées par des lois de leur pays d'origine;
- les espèces canadiennes dont la capture, la possession et l'acheminement sont réglementés par des lois provinciales ou territoriales;
- les espèces dont l'introduction dans les écosystèmes canadiens pourrait mettre en danger les espèces canadiennes. » (LPEAVSRCII)

En vertu des articles 6 et 7 de la loi, l'importation, l'exportation et l'acheminement interprovincial de ces espèces sont interdits, excepté si une licence ou un permis a été émis à cet effet (LPEAVSRCII). Ainsi, si un gestionnaire de programme de transfert souhaite, par exemple, acheminer au Québec une espèce provenant d'une autre province et visée par la loi, il doit obtenir les documents requis auparavant, soit les licences ou autorisations écrites, par le biais d'une demande envoyée au ministre d'ECCC. Ce dernier est responsable de l'application de la LPEAVSRCII. Au moment d'une importation ou d'une exportation d'une espèce depuis un autre pays, c'est l'Agence des services frontaliers du Canada qui reçoit et valide les permis de la CITES à la frontière.

Loi sur les espèces sauvages du Canada (LESC)

La Loi sur les espèces sauvages du Canada (LESC) vise à créer, gérer et protéger des réserves d'espèces sauvages afin d'y mener des activités de recherche, de conservation ou d'interprétation des espèces. Elles protègent donc des habitats essentiels pour certaines espèces, telles que des espèces en péril. (LESC) En revanche, l'article 3 du Règlement sur les réserves d'espèces sauvages (RRES) « interdit toute activité pouvant nuire aux espèces et à leur habitat, à moins de détenir un permis précisant l'activité permise ». Un permis doit donc être émis par le ministre d'ECCC afin de mettre en place un programme de transfert à l'intérieur d'une réserve inscrite à la loi. (RRES)

Loi sur les parcs nationaux du Canada (LPNC)

La Loi sur les parcs nationaux du Canada (LPNC) permet de protéger plusieurs espaces naturels à des fins de conservation et pour le bénéfice des générations présentes et futures (Bourdages et Labelle, 2003). C'est le ministre de l'Agence Parcs Canada qui est responsable de l'application de cette loi. À la différence des réserves inscrites dans la Loi sur les espèces sauvages du Canada, les parcs nationaux ne protègent

pas l'habitat d'espèces spécifiques, mais plutôt des espaces naturels sans considération particulière des espèces qui les habitent (Nature Canada, 2018).

Le Règlement sur la faune des parcs nationaux, sous-jacent, émet plusieurs interdictions en matière faunique. Il interdit notamment « de chasser, de déranger, de garder en captivité ou de détruire des animaux sauvages d'un parc ou de les enlever » et « de déranger ou de détruire les nids, repaires, tanières ou abris ou barrages de castors qui se trouvent dans un parc ». Le règlement interdit aussi de toucher, nourrir ou attirer la faune, tout comme d'introduire de la faune exotique dans un parc. (*Règlement sur la faune des parcs nationaux*)

En revanche, le directeur d'un parc a le pouvoir de délivrer des permis ou autorisations visant à permettre la pratique d'une activité dans le parc, s'appliquant entre autres aux activités de conservation, telles que le transfert d'espèces animales, en vertu de l'article 7 du Règlement général sur les parcs nationaux, lui aussi sous-jacent à la loi. Il est aussi possible d'obtenir une autorisation permettant « la possession d'animaux sauvages [que des personnes] sont autorisées à enlever, relocaliser ou détruire » dans un parc national (*Règlement sur la faune des parcs nationaux*).

Loi sur la santé des animaux (LSA)

La Loi sur la santé des animaux (LSA) vise à protéger la santé des personnes et des animaux par la lutte contre les maladies et les substances toxiques relatives aux animaux; c'est pourquoi elle peut intervenir sur les activités de transfert animal. C'est le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (AAC) qui est responsable de l'application de la loi. Cette loi oblige les propriétaires et les vétérinaires à déclarer la présence de maladies à déclaration obligatoire, à notification immédiate ou annuelle inscrites dans la loi. Elle interdit aussi le déplacement d'animaux atteints de maladies déclarables sans la possession d'un permis. La loi intervient aussi sur la disposition, l'importation et le transport d'animaux ou de matériel génétique par le biais de diverses exigences devant être respectées. Les propriétaires ou les personnes qui ont la possession, la responsabilité ou la charge de soins d'animaux peuvent également recevoir la visite d'inspecteurs ou d'agents d'exécution ayant comme mandat de vérifier le respect des dispositions de la loi. Ces derniers ont par ailleurs des pouvoirs concernant la disposition ou le traitement et la perquisition d'animaux. (LSA)

Le Règlement sur la santé des animaux (RSA), sous-jacent à la LSA, contient, quant à lui, des exigences par rapport à l'isolement, le confinement et l'inspection d'animaux à des fins de lutte contre les maladies. Ce règlement mentionne également les exigences en matière de déplacement et d'identification des animaux. En ce qui concerne l'importation d'animaux, les articles 11 à 14 du RSA indiquent l'obligation de détenir un permis ou un certificat pour importer un animal réglementé ou du matériel génétique, incluant le sperme, d'un animal réglementé (RSA). En vertu des articles 51 et 51.1 du RSA, un permis ou un certificat

doit aussi être détenu pour importer ou déplacer certains animaux, du sang et du sérum. Un permis ou un certificat doit également être détenu, selon l'article 53 du RSA, pour importer certains aliments pour animaux. De plus, un permis est exigé pour disséminer dans l'environnement, importer, fabriquer ou conserver tout produit vétérinaire biologique, ce qui inclut les animaux selon l'article 120.3 du RSA.

Code criminel

Les articles 444 à 447.1 du *Code criminel* portent sur la cruauté animale. En vertu du code, il est notamment interdit de faire souffrir inutilement, d'omettre d'accorder des soins raisonnables et de blesser des animaux. Le transfert d'animaux doit donc toujours être réalisée dans le respect de ces dispositions. Les agents de contrôle, incluant les agents de la paix, sont responsables de l'application de cette loi. (*Code criminel*)

2.6.2 Palier provincial

Cette sous-section présente l'encadrement législatif et réglementaire provincial applicable, les procédures pour l'obtention d'autorisations, de licences ou de permis ainsi que les autorités responsables en matière de transfert d'espèces animales au Québec.

Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV)

Semblable à la LEP, la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV) a essentiellement pour but d'assurer la survie des espèces et de protéger leurs habitats afin d'empêcher l'effritement de la diversité biologique. Comme l'indique le paragraphe 7(2) de la LEMV, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a la responsabilité d'établir « des programmes favorisant la survie des espèces [fauniques] menacées, vulnérables ou ainsi désignées et la protection et l'aménagement d'habitats ». Selon le paragraphe 7(3) de cette même loi, le ministre peut également « déléguer à toute personne l'établissement ou la réalisation des programmes visés au paragraphe 2 et accorder des subventions à cette fin ». (LEMV)

Il est donc possible pour des organisations de participer à la réalisation de programmes de rétablissement, qui peuvent prévoir des mesures de transfert, d'espèces ciblées dans la loi. En effet, après avoir analysé la situation d'une espèce, le Comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables du Québec (CAEFMVQ) émet un avis sur le statut légal à recommander et sur les mesures de protection de l'espèce et de ses habitats devant être implantées. (LEMV) Ces recommandations sont ensuite transmises au sous-ministre du MFFP qui prend des décisions concernant le statut de l'espèce. (Gauthier, 2015) Si la situation d'une espèce menacée s'avère critique, un plan de rétablissement, pouvant prévoir des projets de transfert, peut être préparé pour assurer la survie de l'espèce, avec des objectifs et des actions sur un horizon de 10 ans. Cependant, il est à noter que la LEMV n'exige pas la formation d'une équipe de rétablissement ou l'obligation de produire des plans de rétablissement pour chaque espèce désignée, contrairement à la LEP. (LEMV)

Quoi qu'il en soit, si un plan de rétablissement est produit, celui-ci est rédigé par une équipe de rétablissement sous la coordination du MFFP. Cette équipe multidisciplinaire est composée généralement de 8 à 12 personnes selon les besoins. Elle peut être composée de représentants de ministères provinciaux et fédéraux, d'organismes de conservation ou d'éducation, de municipalités, d'organismes de bassin versant, d'institutions d'enseignement universitaire, de communautés autochtones, de consultants, de secteurs industriels, etc. La formation de l'équipe se fait sous l'encadrement du coordonnateur des espèces fauniques menacées et vulnérables, qui s'occupe de contacter les directions régionales concernées du MFFP afin d'identifier les membres pouvant faire partie de l'équipe. C'est le sous-ministre du MFFP qui approuve ensuite la composition de l'équipe. La mise en œuvre du plan de rétablissement est effectuée à la fois par l'équipe de rétablissement et par d'autres partenaires et les différentes actions contenues dans ce plan sont mises à exécution par les divers intervenants impliqués selon leur expertise et leurs moyens financiers disponibles. (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC], 2018) Ainsi, si une organisation souhaite s'impliquer à l'élaboration et à la mise en œuvre d'un plan de rétablissement pouvant comprendre l'implantation de projets de transfert d'une espèce ciblée dans la loi, elle a avantage à se manifester auprès du MFFP.

La LEMV n'oblige pas l'entretien d'une liste d'espèces désignées, c'est-à-dire qu'il s'agit plutôt d'un pouvoir discrétionnaire en vertu de la loi. Aussi, bien que l'habitat d'une espèce désignée ne soit pas automatiquement protégé légalement par la loi, ce dernier doit être localisé et caractérisé de manière détaillée s'il fait l'objet d'un processus de désignation. (Bourdages et Labelle, 2003) De plus, il est également possible de produire et de mettre en œuvre un plan de rétablissement pour une espèce même si elle n'a pas encore reçu un statut juridique de protection (Gauthier, 2015). Il est donc également possible, pour des organisations, de s'impliquer à la réalisation de programmes de rétablissement d'espèces non ciblées dans la LEMV.

Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (LCMVF)

La Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (LCMVF) vise « la conservation de la faune et de son habitat, leur mise en valeur dans une perspective de développement durable et la reconnaissance à toute personne du droit de chasser, pêcher et de piéger » (LCMVF). Cette loi est appliquée par le MFFP. Selon l'article 42 de la LCMVF, une personne doit être titulaire d'un permis pour garder en captivité un animal ou pour le capturer dans le but de le garder en captivité et, le cas échéant, pour en disposer. Elle doit également se conformer aux normes, quantités et conditions prescrites par règlement. Le ministre peut aussi délivrer un permis pour certaines activités mentionnées dans la loi, telles que pour le dressage d'un animal (article 29) et des activités de gestion de la faune (article 47). Ces permis peuvent donc être nécessaires dans le cadre de projets de transfert animal. (LCMVF)

La LCMVF prévoit aussi des dispositions si une personne tente de tuer ou de capturer un animal. En effet, une personne ne peut tuer ou capturer un animal qui l'attaque ou qui cause du dommage à ses biens lorsqu'elle peut effrayer l'animal ou l'empêcher de causer des dégâts d'une certaine façon. (LCMVF) Il est donc possible que l'article 67 de la loi assure une certaine protection aux individus d'espèces transférées sur le territoire provincial.

La LCMVF contient également des dispositions permettant au ministre d'établir des réserves fauniques, des refuges fauniques et des habitats fauniques, qui constituent des zones où la pratique de plusieurs activités pouvant menacer la survie des espèces est proscrite. Notamment, la désignation d'habitats fauniques, à l'intérieur desquels « nul ne peut [...] faire une activité susceptible de modifier un élément biologique, physique ou chimique propre à l'habitat d'un animal [...] » (article 128.6), restreint la pratique de plusieurs activités. Une dérogation à cette disposition demeure tout de même possible, puisque le ministre peut délivrer une autorisation pour pratiquer certaines activités en vertu des articles 128.7 et 128.18 de la LCMVF. (LCMVF) Ainsi, l'implantation d'un projet de transfert dans un habitat faunique nécessite l'obtention d'une autorisation. La demande d'autorisation doit être acheminée au MFFP et contenir plusieurs informations, telles que la description de l'activité projetée sur le territoire visé et des impacts attendus sur la faune, son habitat et l'environnement. Il est à noter que la protection légale d'un habitat ne s'applique que sur les terres publiques, même si la LEMV et la LCMVF ciblent l'ensemble du Québec (Gauthier, 2015).

Un permis SEG est un permis spécial délivré par le MFFP à toute personne ou entreprise qui souhaite capturer des animaux sauvages à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune en vertu de la LCMVF (article 47). Ce permis vise la capture d'espèces de mammifères, d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens et de poissons d'eau douce (incluant les crustacés et les mollusques). Toute personne ou organisation désirant mettre en place un programme de transfert impliquant la capture d'animaux sauvages nécessite donc l'obtention d'un permis SEG, qui « l'autorise à déroger, sous certaines conditions, à un ensemble d'interdictions légales ou réglementaires ». (MFFP, 2016)

Un permis SEG à des fins de gestion de la faune peut être délivré pour les activités suivantes :

- « évaluation de l'état des populations fauniques, de leur distribution, de leur état de santé à des fins d'exploitation de la faune ou d'étude d'impact ou de répercussion environnementale;
- capture d'animaux et leur réintroduction dans le milieu naturel afin de suppléer à une déficience de productivité naturelle ou de repeupler un milieu ou un site d'où la faune a disparu;
- contrôle d'animaux en vue de maintenir un certain équilibre des populations fauniques ou d'alléger la pression sur des espèces sauvages ou encore d'assurer la sécurité des personnes ou protéger leurs biens;
- expérimentation d'un nouveau mode de gestion de la faune notamment l'élevage expérimental d'animaux à fourrure dans le but d'acquérir des données techniques attestant la faisabilité de ce type d'élevage. » (MFFP, 2016)

Une demande de permis SEG pour la réalisation d'un programme de transfert animal semble donc s'inscrire dans le contexte du deuxième point mentionné précédemment. (MFFP, 2016)

Pour obtenir le permis, un formulaire doit être rempli et acheminé au bureau de la direction régionale du MFFP correspondant à la région ciblée pour le transfert d'une espèce. De nombreux critères sont évalués dans cette demande, comme la compétence et l'expertise du requérant et la sélectivité des appareils de capture par rapport aux espèces visées et aux buts poursuivis. De plus, la possession d'un certificat de bons soins aux animaux conformes aux normes sur le bien-être des animaux du Conseil canadien de protection des animaux est conditionnelle à l'obtention d'un permis SEG dans plusieurs cas. Il faut savoir que la délivrance d'un permis SEG peut être refusée pour différentes raisons par le ministère, « notamment s'il juge le projet inadéquat ou irréaliste ». (MFFP, 2016)

Également, le Règlement sur les permis de garde d'animaux en captivité, sous-jacent à la LCMVF, liste les différentes catégories de permis nécessaires afin de garder des animaux en captivité (permis de jardin zoologique, de centre d'observation de la faune, de garde d'amphibiens, etc.). Diverses exigences doivent être respectées pour l'obtention de ces permis. Les permis de jardin zoologique et de centre d'observation de la faune permettent, notamment, la garde d'animaux en captivité à des fins de conservation, de recherche, d'éducation, d'exhibition et de divertissement, conditionnellement au respect de plusieurs obligations. Ce permis autorise aussi la garde d'animaux indigènes mentionnés à l'annexe I du Règlement sur les animaux en captivité. Ainsi, des organisations comme des jardins zoologiques et des centres d'observation de la faune sont des exemples de milieux pouvant permettre la réalisation de programmes de transfert animal qui nécessitent la garde d'animaux en captivité. Le MFFP est responsable d'appliquer ce règlement. (*Règlement sur les permis de garde d'animaux en captivité*)

En outre, le Règlement sur les animaux en captivité, sous-jacent à la LCMVF, décrit les dispositions qui s'appliquent en matière de garde d'animaux en captivité, encadrant des activités de transfert lorsque celles-ci impliquent la conservation ex situ d'individus. L'article 3 du règlement mentionne, notamment, certaines obligations visant à assurer la santé de l'animal avec un approvisionnement en eau et en nourriture de qualité et quantité suffisantes, la salubrité de son environnement, la disponibilité d'abris et l'offre de soins de santé. Le règlement indique également que les jardins zoologiques et les centres d'observation de la faune doivent être titulaires d'un permis pour pouvoir disposer d'un animal, et qu'ils peuvent le faire en le libérant dans la nature s'il s'agit d'une espèce inscrite à l'annexe I du règlement. Le MFFP est responsable d'appliquer ce règlement. (*Règlement sur les animaux en captivité*)

Loi sur la protection sanitaire des animaux (LPSA)

La Loi sur la protection sanitaire des animaux (LPSA) a pour objectif d'assurer un niveau approprié de protection sanitaire des animaux domestiques ou gardés en captivité au Québec. Elle oblige, entre autres,

le propriétaire ou le gardien d'un animal à déclarer la présence d'une maladie, d'un agent infectieux ou d'un syndrome désigné par règlement. Elle indique aussi l'obligation de détenir un permis pour mener des activités d'insémination artificielle (article 24) et pour préparer ou détenir certains médicaments pour traiter des animaux (article 55.2). Un médecin vétérinaire désigné détient aussi plusieurs pouvoirs. Il peut examiner des animaux et les lieux où ils se trouvent, les saisir, les confisquer et il peut obliger l'abattage et l'élimination d'un animal, notamment lorsqu'il a des motifs raisonnables de croire à un risque sanitaire élevé. Il est également interdit d'importer des animaux, entre autres dans un endroit susceptible d'être en contact direct avec le public, sans détenir un certificat à ce titre. Cette loi spécifie aussi les obligations en matière d'identification des animaux. Le MAPAQ est responsable de l'application de la loi et ses règlements. (LPSA)

2.6.3 Palier municipal

Au Québec, les communautés métropolitaines, les municipalités régionales de comté (MRC), les villes et les municipalités possèdent des pouvoirs quant à l'usage des sols situés sur leurs territoires. Par conséquent, il est probable qu'un permis municipal doit être délivré par l'une ou l'autre de ces entités administratives pour autoriser des activités impliquant le relâchement d'une espèce dans un certain secteur de leur territoire, mais la réglementation à ce titre varie d'une municipalité à l'autre. Si de telles activités sont prévues en terrain privé, il est par ailleurs fondamental d'obtenir l'approbation des propriétaires fonciers d'un site pour y relâcher des animaux et y installer l'équipement associé à ce type d'activité.

Comme signifié par le MAPAQ (2018), des éléments pouvant avoir trait avec le bien-être animal peuvent également être évoqués dans la Loi sur les cités et villes, le Code municipal du Québec et la Loi sur les compétences municipales, « de même que les règlements s'y rapportant, même s'ils ne traitent pas expressément du bien-être animal ».

2.7 Sources et stratégies de recherche d'informations

Il est nécessaire de bien connaître la biologie d'une espèce, les caractéristiques biotiques et abiotiques de son habitat et les interactions existantes entre elle et d'autres espèces, pour assurer la réussite de son transfert (UICN, 2012). Ces informations serviront à déterminer les besoins d'une espèce, mais aussi à prévoir, dans une certaine mesure, les impacts qu'elle engendrera sur l'écosystème, ce qui permettra de mieux planifier un programme de transfert et ainsi, s'assurer de sa réussite (UICN, 1998; 2012). Le niveau de connaissance requis pour la réalisation d'un projet de transfert dépend grandement, entre autres, de l'espèce ciblée et de l'échelle géographique du transfert (NSRF, 2014).

De nombreuses informations peuvent être recueillies à partir de publications, de rapports, de plans d'action par espèce, de consultations avec des spécialistes de l'espèce ciblée, etc. (UICN, 2012). Des informations issues d'activités antérieures (p. ex. autres projets de transfert) en lien avec l'espèce ciblée peuvent aussi être utilisées, afin de modéliser les scénarios potentiels du déroulement d'un transfert et leurs résultats.

Des renseignements sur les éléments positifs et négatifs de ces projets passés peuvent notamment y être relevés. Les personnes ayant des connaissances et de l'expérience pertinente à ce sujet, telles que des gestionnaires de programmes de transfert ou des spécialistes d'une espèce, peuvent par ailleurs être contactées avant et pendant l'élaboration du protocole d'un programme de transfert, afin d'obtenir des informations. (UICN, 2012) Également, il faut savoir qu'il existe une base de données centralisées, nommée Species360, qui regroupe de nombreuses informations sur les populations d'animaux dans plus de 1050 institutions zoologiques de 90 pays dans le monde. Cette plate-forme mondiale représente un outil fort intéressant permettant d'acquérir des connaissances et de gérer toutes sortes de données (cycle de vie, physiologie, santé, etc.) en lien avec les animaux impliqués dans divers projets, comme des transferts animaux. (Schwartz, Parsons, Rockwood et Wood, 2017) Les informations relatives aux aspects liés à la biologie et à l'habitat d'une espèce devant être obtenues sont indiquées à l'annexe 2 de cet essai.

Cependant, lorsque l'on fait face à un manque d'informations concernant l'espèce ciblée, quatre options s'offrent aux gestionnaires de programmes. La première consiste à attendre que l'information soit disponible. La seconde est d'entreprendre des recherches soi-même, afin de recueillir l'information manquante. (NSRF, 2014) Par exemple, des informations peuvent être récoltées en étudiant les populations existantes. Par contre, des données collectées auprès de populations existantes peuvent parfois induire en erreur si ces dernières se sont réfugiées dans des habitats de faible qualité ne correspondant pas à leurs besoins. (UICN, 2012) La troisième option est d'obtenir de l'information pertinente relative à d'autres espèces similaires ou apparentées à l'espèce ciblée dans le programme. (NSRF, 2014; UICN, 2012) Finalement, la dernière option consiste à réaliser directement des expériences ou des essais de transfert à petite échelle, afin de générer de l'information. Cette dernière option doit toutefois être choisie et entreprise avec beaucoup de précautions, et sans risques inacceptables. (NSRF, 2014)

Malgré toutes ces considérations, si après toutes ces options, un manque d'information subsiste, Jachowski et al. (2016) recommande de s'en remettre au jugement des experts pour prendre certaines décisions en dernier recours. En effet, il peut être justifié de procéder au transfert d'une espèce sans avoir en main toute l'information pertinente à son sujet lorsque celle-ci fait face à des risques critiques d'extinction, selon les cas (AZA, 1992). Comme le souligne l'UICN (2012), « [s]i les connaissances disponibles sont limitées, il faut recourir aux meilleures informations disponibles et exploiter les découvertes ultérieures pour confirmer ou adapter la gestion ».

2.8 Prédiction d'impacts

Pour prédire l'évolution d'une population selon divers paramètres et déterminer la meilleure stratégie de relâchement à utiliser, des modélisations de la population peuvent être réalisées. (UICN, 2012) Celles-ci peuvent permettre de mieux planifier les projets et même, de les améliorer en cours d'exécution, puisqu'elles peuvent générer de l'information utile à la prise de décisions en prédisant les impacts en

fonction de divers facteurs. En effet, étant donné que les transferts animaux sont coûteux et ont connu des taux de réussite faibles par le passé, il est possible de mieux prédire les impacts négatifs potentiels de ces projets sur différents aspects et, ainsi, prendre les mesures les plus appropriées pour les minimiser. Ces modélisations peuvent donc être également utiles pour évaluer la faisabilité d'un projet et les risques compris dans ce dernier. (Armstrong et al., 2015)

Des modélisations peuvent être produites selon différents jeux de facteurs, afin de déterminer les variables ayant une influence significative sur le succès d'un transfert. Par exemple, le nombre et la composition optimale d'individus à relâcher chaque année, ainsi que le nombre d'années requis pour qu'une population viable s'établisse dans le cadre d'un programme, peuvent être déterminés à l'aide de modélisations (UICN, 1998). Des modélisations, telles que des analyses de viabilité des populations (AVP), peuvent être effectuées en utilisant des logiciels comme VORTEX et RAMAS (Morris et Doak, 2002; Seddon et al., 2007; Shwartz et al., 2017). Ces modélisations peuvent permettre :

- d'évaluer la probabilité de persistance à long terme d'une population établie;
- de guider les décisions des gestionnaires de programmes;
- d'évaluer les sites de relâchement potentiels;
- d'évaluer les populations susceptibles d'être transférées;
- d'estimer le nombre de relâchements et la durée des périodes de relâchement nécessaires;
- d'évaluer les impacts sur la population source;
- de comparer les stratégies de gestion potentielles. (King, Chamberlan et Courage, 2014)

Les AVP peuvent intégrer différents facteurs influençant les probabilités de déclin et la perte de diversité génétique d'une espèce, tels que :

- Taux de survie et de reproduction;
- Distribution géographique;
- Incertitudes;
- Stochasticité démographique;
- Stochasticité environnementale;
- Facteurs génétiques (p. ex. dépression de consanguinité);
- Probabilités et sévérité de catastrophes naturelles. (Ballou, 1993)

La précision de ces modèles de AVP est toutefois limitée, en raison de la complexité des écosystèmes, de notre manque de compréhension envers les processus impliqués, ainsi qu'un manque de données en général. (Ballou, 1993)

Des modèles de dispersion peuvent aussi être élaborés avec des SIG, pour prédire les dynamiques spatiotemporelles d'une population, et ainsi vérifier sa viabilité à long terme sur un territoire (Kramer-Schadt,

Revilla et Wiegand, 2005; Seddon et al., 2007). Une fois le premier relâchement effectué, les données mesurées dans le cadre d'un suivi peuvent permettre, par la suite, d'ajuster les pratiques de gestion de la population à long terme (p. ex. composition des prochains groupes d'individus relâchés) en fonction des résultats obtenus (UICN, 2012; UICN, 1998).

Pour réaliser une étude de faisabilité ou une évaluation des risques, il est possible d'utiliser le logiciel VORTEX, afin d'élaborer des modélisations permettant de prédire les impacts impliqués dans le transfert d'une espèce. Ce logiciel peut intégrer des données biologiques (relatives à la reproduction, à la génétique, etc.) et des paramètres démographiques (naissances, sexe-ratio, reproduction, dispersion, mortalité, etc.). Il peut aussi intégrer des données de fréquence et de gravité de catastrophes naturelles (catastrophes environnementales, épidémies de maladies, etc.) ainsi que des données en lien avec le retrait ou l'ajout d'individus dans une population, ce qui peut permettre de prévoir les impacts sur la taille d'une population. (Schwartz et al., 2017) Outbreak est, quant à lui, un logiciel permettant de simuler les processus de transmission de maladies infectieuses au sein d'une population sauvage, ce qui peut être utile pour l'évaluation des risques de maladies (Lacy, Pollak, Miller, Hungerford et Bright, 2012; Schwartz et al., 2017). Pour sa part, Spatial est un logiciel permettant de collecter des données en provenance de systèmes d'information géographique (SIG), afin de suivre l'évolution des milieux naturels en relation avec les changements climatiques et les impacts anthropiques (Pollak et Lacy, 2013; Schwartz et al., 2017). Pour faire le pont entre ces différents logiciels, il est possible d'utiliser MetaModel Manager, un autre logiciel qui crée une interface entre les modélisations de l'ensemble des facteurs précédemment mentionnés et qui permet donc de représenter, de manière plus juste, la complexité des écosystèmes (Pollak et Lacy, 2013; Schwartz et al., 2017).

Les résultats obtenus par le biais de modélisations sont influencés par la disponibilité et la qualité des données, la résolution spatiale et les scénarios sur lesquels se basent la modélisation. Il faut donc garder en tête que ces modèles quantitatifs ne produisent que des estimations de paramètres, et qu'ils comportent donc toujours des incertitudes. (Armstrong et al., 2015). Deux sources d'incertitude existent : les variations aléatoires liées au hasard de la vie de chaque individu (stochasticité environnementale) et la compréhension limitée des populations (stochasticité démographique). Cette seconde source d'incertitude doit être contrôlée le plus possible, en indiquant sur quelles hypothèses chaque décision se base et le degré d'incertitude associé aux connaissances biologiques correspondantes. (UICN, 2012) Ewen et al. (2012) soulignent toutefois que le but associé à la réalisation de ces modélisations n'est pas de reproduire la réalité, mais plutôt de générer de l'information qui sert à des fins de gestion, essentiellement pour prendre des décisions. Il met d'ailleurs en lumière une citation de Box (1976) qui illustre bien ce principe : « tous les modèles sont erronés, mais certains d'entre eux sont utiles ».

2.9 Choix des individus

En plus du choix de l'espèce ciblée dans un programme de transfert, le choix des individus fondateurs et ceux qui seront transférés dans le cadre d'un programme est un autre facteur déterminant pour le succès de ce dernier, puisqu'il dicte les probabilités que l'espèce subsiste dans le temps. Le choix des individus peut aussi influencer la façon dont il sera mis en œuvre (moments et méthodes de relâchement des individus, choix des sites où ils seront relâchés, etc.) (Reading et al., 2013).

Les individus fondateurs sont les individus qui se reproduisent et engendrent la population, alors que les individus transférés englobent tous les individus qui sont transférés sur un site de relâchement. Selon le cas, les fondateurs peuvent ou non faire partie des individus transférés.

Cette section présente les différentes considérations à prendre en compte pour choisir les individus fondateurs et à transférer dans le cadre d'un projet de transfert. Elle se divise en deux sous-sections : facteurs généraux à considérer pour le choix des individus fondateurs et à transférer (sous-section 2.9.1) et facteurs spécifiques à considérer pour le choix des individus à transférer (sous-section 2.9.2).

2.9.1 Facteurs généraux à considérer pour le choix des individus fondateurs et à transférer

Pour choisir les individus fondateurs ou à transférer dans la nature, il est tout d'abord recommandé de sélectionner des individus nés de populations sauvages plutôt que de populations nées en captivité, lorsqu'il est possible de le faire, puisqu'il s'agit d'une condition gagnante pour le succès d'un programme (Brightsmith et al., 2005; Griffith et al., 1989; Reading et al., 2013; Shier et Owings, 2006; Wolf et al., 1996). En effet, les individus nés en nature possèdent généralement l'ensemble des habiletés nécessaires pour survivre, alors que les individus nés en captivité présentent souvent certains déficits génétiques et/ou comportementaux (Ballou, 1992; Beck, Freeman et Davis, 1990; UICN, 2012). Les transferts réalisés avec des individus nés dans la nature sont d'ailleurs généralement mieux réussies que ceux effectués avec des animaux nés en captivité, selon les statistiques (Brightsmith et al., 2005; Fischer et Lindenmayer, 2000; Griffith et al., 1989; Shier et Owings, 2006; Wolf et al., 1998; Wolf et al., 1996).

Également, les fondateurs d'une population et les individus transférés doivent idéalement provenir d'une population sauvage le plus étroitement liée taxonomiquement à l'espèce cible ou à la population d'origine ou existante du site ciblé pour le relâchement, lorsqu'il en existe toujours une. Effectivement, il peut y avoir des incompatibilités génétiques ou comportementales entre des individus provenant de populations éloignées géographiquement; c'est pourquoi cette approche peut être plus appropriée. Ces incompatibilités sont cependant difficiles à prédire et elles n'apparaissent parfois qu'après deux ou trois générations dans certains cas. (UICN, 2012) Également, certaines populations d'une espèce peuvent présenter des adaptations locales; il est donc fondamental d'en assurer la préservation en choisissant les individus les plus apparentés à ces populations (AZA, 1992).

Comme mentionné précédemment, la sélection d'individus nés en captivité doit être effectuée en dernier recours (Miller et al., 1999; Reading et al., 2013). Cependant, le nombre de fondateurs nécessaire pour engendrer une population est souvent plus élevé que le nombre d'individus restants dans la nature lorsque l'on réalise des projets de transfert. Certains individus provenant de populations sauvages peuvent aussi être trop apparentés, être incapables de se reproduire ou produire des descendants incapables de se reproduire eux-mêmes; c'est pourquoi des fondateurs ou des individus à transférer provenant de populations maintenues en captivité peuvent parfois être sélectionnés.

En général, le génotype demeure la principale caractéristique sur laquelle les projets se basent pour la sélection des individus. En effet, leur sélection doit idéalement être effectuée de sorte à assurer une variation génétique au sein de la population transférée. Pour ce faire, ils doivent être choisis de manière à avoir un potentiel évolutif permettant d'assurer le futur de la population ainsi qu'une faible consanguinité. Pour maximiser ces paramètres, les populations sources des individus doivent rencontrer ces quatre critères :

1. provenir d'environnements similaires;
2. avoir une hétérozygotie élevée;
3. avoir une richesse allélique élevée;
4. avoir une consanguinité faible. (Jachowski et al., 2016)

Pour identifier, sélectionner et jumeler les individus pour l'accouplement selon ces paramètres, des études génétiques au moyen de méthodes de marquage génétique (p. ex. empreintes digitales, allozymes, microsatellites, complexe majeur d'histocompatibilité, etc.) ou de livres généalogiques peuvent être effectuées au sein des populations, entre ces dernières et auprès de taxons connexes (Ewen et al., 2012). Cela requiert donc la capture des individus. Les banques de sperme peuvent également être utilisées, afin de procéder à l'insémination artificielle de femelles (Estrada, 2014; Jachowski et al., 2016; Sarrazin et Barbault, 1996; Stanley Price, 1989a; UICN, 1998).

Même si l'on recommande généralement de sélectionner les individus les plus proches taxonomiquement de ceux des populations d'origine, la multiplication des sources d'intrants génétiques peut être avantageuse dans certains cas. En effet, cette façon de faire peut notamment permettre d'augmenter la diversité génétique au sein d'une population en créant des apports bénéfiques occasionnels, sans pour autant provoquer l'élimination d'individus adaptés aux conditions locales. Par exemple, le mélange délibéré de populations de fondateurs peut être recommandé pour des introductions aux fins de la sauvegarde visant à maximiser la diversité génétique des spécimens. (Jachowski et al., 2016; UICN, 2012) Cette approche peut aussi être adéquate lorsque la taille des populations disponibles est très faible. (NSRF, 2014) Elle peut aussi être utilisée lorsque les individus d'une population répartie dans des habitats isolés présentent une consanguinité élevée ou lorsqu'une population ne semble pas détenir une variabilité génétique suffisante pour survivre (UICN, 2012).

Il faut néanmoins assurer un équilibre entre le prélèvement de spécimens locaux, ou similaires écologiquement, et l'introduction de génotypes plus éloignés géographiquement ou écologiquement, afin de ne pas entraîner de dépression par hybridation interspécifique. (Jachowski et al., 2016; UICN, 2012) Effectivement, pour mettre en œuvre cette méthode, le risque de dépression génétique due à la sélection doit être faible et/ou la probabilité qu'il existe des différences entre les populations (p. ex. différences comportementales) doit être réduite. Pour prédire la probabilité de dépression de consanguinité lors de l'hybridation interspécifique, il est possible d'utiliser l'arbre de décisions de Frankham et al. (2011), qui a été élaboré en se basant sur diverses variables (figure 2.1). Cet outil décisionnel simple d'utilisation peut, entre autres, permettre de prédire plus facilement cette probabilité en tenant compte des populations des fondateurs. La probabilité de dépression de consanguinité lors du croisement de deux populations distinctes est considérée moyenne ou élevée lorsque les populations ont au moins l'une des caractéristiques suivantes : leurs taxonomies ne sont pas clairement établies, elles présentent des différences chromosomiques fixées (p. ex. génétiques et comportementales), elles n'ont pas échangé de gènes (c'est-à-dire qu'elles sont isolées l'une de l'autre) depuis plus de 500 ans ou elles occupent des environnements différents depuis plus de 20 ans. (Frankham et al., 2011; Jachowski et al., 2016)

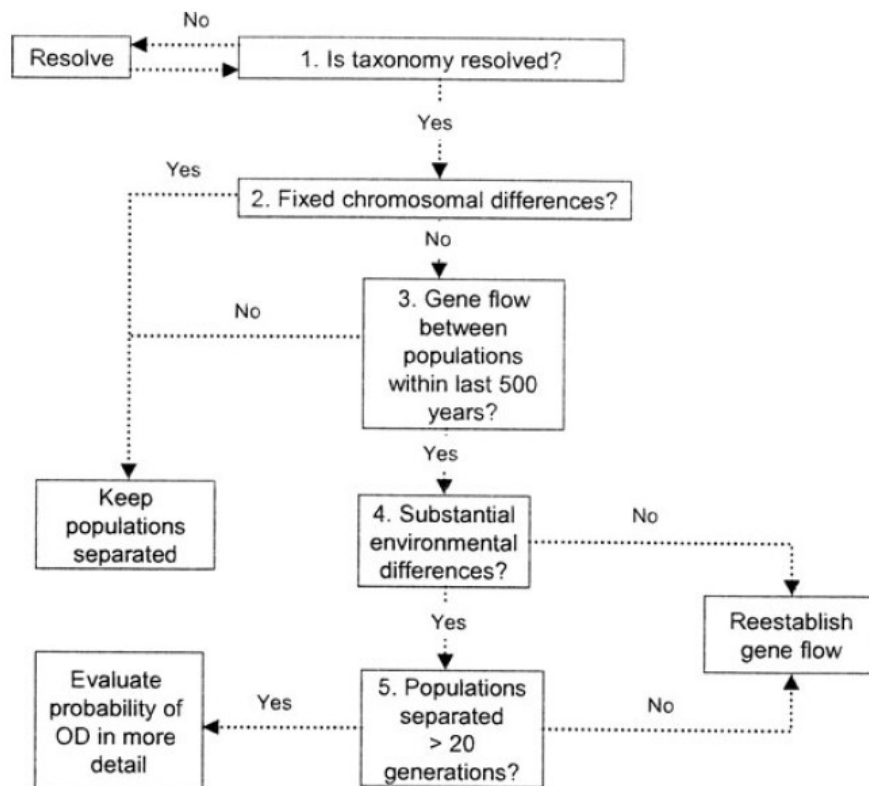


Figure 2.1 Arbres de décisions permettant de prédire la probabilité de dépression de consanguinité par hybridation interspécifique (tiré de : Frankham et al., 2011).

Par ailleurs, le choix des individus doit être effectué afin de favoriser la production d'une diversité génétique adaptée aux changements des conditions futures de l'environnement, tout en restant suffisamment adaptée aux conditions actuelles pour ne pas causer une trop grande mortalité (UICN, 2012).

De plus, les individus élevés en captivité ou reproduits artificiellement doivent être sélectionnés dans des populations sources, sans en compromettre leur maintien ou l'intégrité d'une fonction écologique d'un écosystème, excepté lorsqu'il s'agit d'un prélèvement d'urgence ou de sauvetage. (UICN, 2012)

En outre, si les espèces et les sous-espèces d'origine ont disparu à la fois dans la nature et en captivité, la sélection d'une espèce ou d'une sous-espèce semblable ou apparentée peut être envisagée pour en assurer le remplacement écologique dans certains cas selon l'UICN (2012). Malgré tout, il faut retenir que lorsqu'une population initiale possède une bonne diversité génétique et un effectif « suffisant pour que les différenciations et la mortalité ultérieure soient acceptables, il est peu probable que la génétique des fondateurs sélectionnés compromette la faisabilité d'un transfert » (UICN, 2012).

2.9.2 Facteurs spécifiques à considérer pour le choix des individus à transférer

Si le nombre d'individus disponibles au sein d'une espèce est faible ou en déclin, il se peut que les individus à transférer ne puissent être choisis (UICN, 2012). Lorsqu'il est possible de le faire, certains facteurs spécifiques aux individus à transférer dans la nature, autres que leur génotype, peuvent être considérés pour les sélectionner. En effet, la sélection d'individus présentant certains traits augmentant leur valeur sélective, soit leur capacité à transmettre leurs gènes à leur descendance, peut favoriser les chances de réussite d'un transfert (Reading et al., 2013). Puisque la mortalité est généralement élevée chez les individus relâchés dans la nature, ceux qui sont les plus facilement remplaçables au plan génétique doivent être transférés en premier. Par la suite, il est possible de les sélectionner selon d'autres facteurs.

Premièrement, les comportements qu'ils expriment peuvent représenter des critères de sélection. Par exemple, la manière dont un animal trouve et acquiert la nourriture, évite la prédation, se reproduit, communique, sélectionne son habitat et se déplace, tout comme les périodes d'imprégnation, l'organisation sociale et la territorialité de celui-ci, sont des aspects pouvant affecter sa survie et sa reproduction, et donc la réussite de son transfert. (Reading et al., 2013) Le tempérament des individus peut également avoir un impact sur leur survie, étant donné que certains traits de personnalité peuvent être reliés à des comportements à risque ou à des réponses favorables à de nouveaux stimuli (Azevedo et Young, 2006a; Azevedo et Young, 2006b; Bremner-Harrison, Prodohl et Elwood, 2004; Mathews, Orros, McLaren, Gelling et Foster, 2005; McDougall, Réale, Sol et Reader, 2006; Reading et al., 2013; Watters et Meehan, 2007). On attribue un tempérament à un animal lorsque l'on observe l'expression répétée, à travers le temps, d'un comportement dans un contexte spécifique ou à travers divers contextes comportementaux ou écologiques (Gosling, 1998; McDougall et al., 2006; Réale, Gallant, Leblanc et Festa-Bianchet, 2000; Sih, Kats et Maurer, 2003; Watters et Meehan, 2007; Watters et Sih, 2005). De ce fait, il est recommandé de choisir les

individus exprimant certains tempéraments spécifiques favorables à leur survie (AZA, 1992; Bremner-Harrison et al., 2004; McDougal et al., 2006; Reading et al., 2013). Toutefois, chaque tempérament comporte ses avantages et ses inconvénients. Par exemple, des individus actifs et explorateurs pourraient s'adapter plus facilement à un nouvel habitat où ils pourraient être transférés, mais pourraient aussi subir plus de prédation (McDougall et al., 2006). Le tableau 2.1 présente la pertinence des six principaux traits de tempérament relevés dans la littérature scientifique pour les projets de transferts.

De plus, l'expression de certains tempéraments peut aussi être requise à différents stades d'un transfert. Par exemple, il est possible que le choix d'individus plus audacieux puisse être plus avantageux pour les relâchements initiaux d'un programme, puis que le choix d'individus timides puisse être plus favorable pour les relâchements subséquents. (McDougall et al., 2006)

Tableau 2.1 Définitions et pertinence de six traits de tempéraments pour le succès d'un transfert animal (inspiré et texte traduit librement de : May et al., 2016).

Traits de tempérament	Définition (McDougall et al., 2006; Réale et al., 2007)	Pertinence pour le succès d'un transfert (McDougall et al., 2006; Réale et al., 2007)
Témérité/timidité	Réponse face à une situation menaçante. Continuum de comportement timide-téméraire, où les individus téméraires prennent de plus grands risques et les plus timides en prennent le moins.	Mesurer la témérité peut être utile pour évaluer la reconnaissance et l'évitement des prédateurs, la survie et le succès reproducteur.
Réactivité/docilité	Réactivité émotionnelle à une menace.	Le transfert implique la capture, la manipulation et le maintien en captivité avant le relâchement, ce qui peut augmenter le stress chez les animaux et ainsi, compromettre leur survie. De plus, la réactivité peut refléter un comportement prudent face aux nouvelles conditions, ce qui peut être utilisé comme outil de prédiction.
Exploration/évitement	Volonté à quitter un endroit confortable et se déplacer dans un endroit inconnu/nouveau.	Distinguer les niveaux d'exploration/évitement peut être utile pour prédire la flexibilité des comportements et les comportements de dispersion influençant la survie, la prédation et la capacité à accéder aux ressources dans un nouvel environnement.
Agressivité	Comportement envers les situations menaçantes (p. ex. compétition avec les congénères pour des ressources alimentaires).	Influence la compétition pour la nourriture, les territoires et les partenaires d'accouplements, ce qui affecte la valeur adaptative et le succès reproducteur. Dépend possiblement de la qualité de l'habitat, du sexe et de l'âge.
Socialité	Réaction à la présence/absence de congénères (c.-à-d. l'individu recherche activement de la compagnie ou évite les congénères).	Influence les patrons de dispersion dans un nouvel environnement.

Certains recommandent plutôt de sélectionner des individus de sorte à obtenir des individus ou un groupe d'individus exprimant des traits comportementaux diversifiés au sein de la population, et de laisser ensuite la sélection naturelle agir sur ceux-ci. Cette stratégie pourrait favoriser les chances qu'un certain groupe d'individus survive, soit ceux présentant les traits comportementaux les mieux adaptés aux conditions environnementales actuelles. Cette dernière stratégie suppose qu'une population présentant des individus aux tempéraments diversifiés pourrait être mieux outillée pour faire face à des pressions environnementales. (May, Page et Fleming, 2016; Watters et Meehan, 2007)

Pour identifier le tempérament des individus, les causes de l'expression d'un tempérament dans divers contextes sociaux et écologiques doivent d'abord être identifiées avec des protocoles basés sur les techniques traditionnelles d'observation, par exemple. Ensuite, les protocoles pour l'amener à s'exprimer doivent être élaborés sous forme d'enrichissement environnemental (Watters et Meehan, 2007). Puis, les individus les mieux adaptés (p. ex. réponse adéquate à un stimulus) ou les moins bien adaptés (p. ex. comportements à risque) doivent être identifiés au moyen de tests comportementaux standardisés permettant de mesurer leurs traits de personnalité ou leur tempérament (Azevedo et Young, 2006a; Azevedo et Young, 2006b; Bremner-Harrison et al., 2004; Mathews et al., 2005; McDougal et al., 2006; Reading et al., 2013; Watters et Meehan, 2007). Des protocoles d'observation à distance peuvent, notamment, être utilisés, afin d'évaluer les caractéristiques des individus de populations sauvages ou maintenues en captivité.

Deuxièmement, plusieurs études suggèrent que le transfert d'individus de certains groupes d'âge spécifique peut être plus adéquat chez plusieurs espèces (Bloxam et Tonge, 1995; Cooke et Oldham, 1995; Germano et Bishop, 2008; Tocher et Brown, 2004; Tocher, Fletcher et Bishop, 2006; Trenham et Marsh, 2002). L'âge des individus relâchés peut effectivement avoir un impact significatif sur leur survie, et donc, sur le succès d'un programme (Estrada, 2014; Jalme et al., 1996; Saltz, 1996). Certaines espèces se disséminent mieux, définissent leur domaine vital plus facilement ou subissent une mortalité ou une reproduction plus élevée à certains stades de leur cycle de vie, ce qui doit être pris en considération lors du choix d'individus (UICN, 2012). Cela peut être expliqué par le fait que la survie et la fertilité des individus sont reliées aux comportements et aux aspects sociaux de l'alimentation et de la reproduction d'une espèce, et que ces éléments sont influencés par la structure d'âges d'un groupe d'individus (Komdeur et Deerenberg, 1997; Lyles et May, 1987; May, 1991; Sarrazin et Legendre, 2000; Shepherdson, 1994; Stanley Price, 1989a; Stanley Price, 1989b). À cet effet, diverses études démontrent que le transfert de certaines espèces peut être mieux réussi lorsque les individus relâchés sont en âge de se reproduire, alors que pour d'autres espèces, le relâchement d'individus encore juvéniles peut être plus avantageux. (UICN, 2012) D'un côté, certains mentionnent qu'il peut être plus favorable de relâcher les individus avant qu'ils n'atteignent l'âge pendant lequel ils se dispersent habituellement dans la nature (Alberts, 2007; Robert, Sarrazin, Couvet et Legendre, 2004). Effectivement, selon plusieurs études, les juvéniles s'adaptent plus rapidement que les adultes à de nouveaux habitats et seraient plus aptes à acquérir de nouvelles habiletés que les adultes (May, 1991; Razzetti et Scali, 2009; Sarrazin et Legendre, 2000; Shepherdson, 1994). Cette stratégie peut aussi être plus économique, due aux ressources plus importantes que requiert le maintien prolongé d'individus adultes en captivité (Canessa, Hunter, McFadden, Marantelli et McCarthy, 2014). D'un autre côté, l'étude de Sarrazin et Legendre (2000) mentionne que le relâchement d'individus adultes pourrait être la stratégie la plus efficace pour les espèces à longévité longue, car elle permet de vérifier immédiatement après le relâchement des individus si l'habitat répond à tous leurs besoins et s'ils ont la capacité de se reproduire, des critères importants au succès d'un transfert qui ne peuvent être évalués qu'à la maturité

des individus. Les juvéniles relâchés dans la nature subiraient également, en moyenne, une mortalité plus élevée que les adultes (Jachowski et al., 2016).

Troisièmement, bien que Griffith et al. (1989) n'ont pas trouvé de corrélation entre la condition physique d'un animal et sa survie après son relâchement, il est communément recommandé de choisir seulement des individus ayant une bonne condition physique pour faire l'objet d'un transfert (Miller et al., 1999; Reading et al., 2013).

En outre, les rapports sociaux entre les individus peuvent influencer la réussite de l'installation des populations dans le site de relâchement. Ainsi, pour les espèces vivant en groupes, une gestion démographique différente de celle mise en œuvre chez les espèces solitaires doit être priorisée. Celle-ci doit être faite de sorte à maintenir plusieurs groupes d'individus, en transférant périodiquement des individus d'un groupe à l'autre ou en limitant la progéniture qu'une femelle peut avoir au sein d'un groupe. (Ralls et Ballou, 2013) La formation initiale des groupes par le choix naturel des individus est par ailleurs souvent recommandée, afin de limiter les conflits sociaux, et ainsi, assurer la survie des individus (AZA, 1992).

Il est également fondamental de choisir les individus à déplacer en considérant le risque qu'ils soient agressifs vis-à-vis de l'humain, lorsqu'ils appartiennent à des taxons pouvant être potentiellement dangereux envers ce dernier (p. ex. grands carnivores et primates) (UICN, 1998).

Enfin, le sexe des individus, ou plutôt le nombre de mâles et de femelles transférés, peut également influencer le succès d'un transfert (Kleiman, 1989). À cet effet, il est habituellement recommandé de choisir les individus à transférer de manière à assurer le maintien d'un sexe-ratio similaire à celui présent dans les populations sauvages d'une espèce, ce qui implique bien souvent de relâcher un nombre de femelles plus élevé que de mâles (Erickson et Hamilton, 1988; Miller et al., 1999; Short, Bradshaw, Giles, Prince et Wilson, 1992).

2.10 Soins « bon départ »

Lors de la réalisation d'un programme de transfert animal, il peut être bénéfique de procurer des soins « bon départ », aussi appelé soins « coup de pouce » (*headstarting* en anglais). Ce type de pratique vise à :

« contourner le faible succès d'éclosion et/ou la forte mortalité des juvéniles [au sein d'une espèce], afin d'augmenter le recrutement, par l'accélération de la croissance en captivité, résultant en une stabilisation ou une augmentation des taux de croissance dans une population » (Bennett et al., 2017).

Les soins « bon départ » impliquent de maintenir en captivité des juvéniles collectés dans la nature ou nés en captivité pendant une certaine période de temps, avant de les relâcher en milieu naturel (Burke, 2015). Cette stratégie permet d'élever des juvéniles dans un environnement sans prédateurs et dépourvu des rigueurs de la vie retrouvées en milieu sauvage, de sorte qu'une plus grande proportion de juvéniles atteint la maturité sexuelle et est recrutée dans la population reproductrice adulte (Alberts, 2007).

Cette approche peut, entre autres, être appropriée pour des espèces dont le recrutement juvénile est particulièrement faible en raison de la prédation par des espèces invasives (Alberts, 2007; Alberts et Phillips, 2004; Wilson et al., 2004). Plusieurs projets de rétablissement d'espèces de reptiles (p. ex. de tortues et d'iguanes) ont utilisé cette méthode (Alberts, 2007; Bennett et al., 2017; Cayot, Snell, Llerena et Snell, 1994; Haskell, Graham, Griffin et Hestbeck, 1996; Hudson et Alberts, 2004; Pedrono et Sarovy, 2000).

Cependant, cette pratique reste encore plutôt controversée au sein de la communauté scientifique à l'heure actuelle, pour différentes raisons. En effet, elle peut ne pas être réalisable dans certains cas ou être trop coûteuse relativement à son efficacité pour contrebalancer les taux de survie réduits des adultes d'une population, notamment chez les espèces à longue durée de vie et avec des périodes de développement prolongées (Alberts, 2007; Heppell et al., 1996). De plus, certains expriment des préoccupations par rapport au fait qu'il existe un manque de suivi post-relâchement des populations et un manque de diffusion des résultats obtenus dans les projets, résultant en des spéculations peu documentées en lien avec l'augmentation de la valeur adaptative des individus (Bennett et al., 2017). D'autres critiquent également le fait que le maintien en captivité des individus favorise l'habituation des individus à la présence humaine, ce qui affecte certains comportements (p. ex. évitement des prédateurs, recherche de nourriture et sélection de l'habitat) (Bennett et al., 2017; East et Ligon, 2013; Frazer, 1992; Meylan et Ehrengeld, 2000; Okuyama, Shimizu, Abe, Yoseda et Arai, 2010). Des préoccupations existent aussi concernant l'augmentation de la transmission des maladies dans les populations maintenues en captivité, en raison de leur grande proximité artificielle (Bennett et al., 2017; Flanagan, 2000; Moll et Moll, 2000; Seigel et Dodd, 2000).

2.11 Enrichissement environnemental

L'un des facteurs clés à considérer pour réussir le transfert d'individus, notamment d'individus élevés en captivité, est l'enrichissement environnemental des animaux. Par définition, l'enrichissement environnemental est un principe d'élevage qui vise à améliorer la qualité des soins donnés aux animaux en captivité en leur procurant les stimulus environnementaux nécessaires pour leur bien-être psychologique et physiologique (Reading et al., 2013; Shepherdson, 1998). Il est de plus en plus reconnu que ce type de mesure peut augmenter la survie et la reproduction des individus de certaines espèces relâchées en nature en améliorant leurs comportements et leur condition physique (Banks, Norrdahl et Korpimäki, 2002; Biggins, Vargas, Godbey et Anderson, 1999; Carlstead et Shepherdson, 1994; Martin et Shepherdson, 2012; McLean, Schmitt, Jarman, Duncan et Wynne, 2000; McPhee et Silverman, 2004; Miller et al., 1990a; Miller et al., 1990b; Ncube et Ndagurwa, 2010; Ralls et Ballou, 2013; Reading et al., 2013; Shepherdson, 1994; Stoinski et Beck, 2004; Seddon, 1999; Watters et Meehan, 2007). Après l'élimination de la cause de déclin d'une espèce dans une aire donnée, le facteur comportemental représente d'ailleurs le deuxième facteur le plus influant sur la survie des individus à la suite de leur relâchement selon Reading et al. (2013). Par

ailleurs, les animaux qui reçoivent cet enrichissement ont moins de stress, une santé améliorée et de meilleures habiletés cognitives au moment d'être relâchés, ce qui fait qu'ils expriment des comportements normaux, s'adaptent mieux à leur nouvel environnement à la suite du relâchement et sont plus susceptibles de se reproduire. (Reading et al., 2013)

Les traits comportementaux d'une population maintenue en captivité dégénèrent plus rapidement que la diversité génétique présente au sein de celle-ci (Alberts, 2007; May, 1991; Ralls et Ballou, 2013). Effectivement, en captivité, plusieurs pressions sélectives normalement présentes en nature peuvent être réduites, voire même devenir inexistantes. L'absence de certaines de ces pressions peut faire en sorte que plusieurs traits comportementaux soient peu développés au cours de la vie d'un individu, en raison d'un manque d'opportunités ou de nécessité de les manifester. (Alberts, 2007) Ces animaux peuvent alors être peu équipés sur le plan comportemental pour faire face à des stress environnementaux lorsqu'ils sont relâchés en milieu naturel. Plus précisément, le manque de complexité de l'environnement a un impact négatif sur le développement neuronal des organismes, ce qui affecte les comportements au stade adulte et la survie des individus. (Reading et al., 2013). Par exemple, la présence de prédateurs peut être complètement éliminée en captivité; c'est pourquoi certains individus relâchés dans le cadre d'un programme de transfert peuvent avoir de la difficulté à les éviter en milieu naturel. Ainsi, les conditions d'un environnement de captivité peuvent ne pas favoriser l'apprentissage de certains comportements essentiels à la survie des individus en milieu naturel. (Ralls et Balou, 2013). Cela fait en sorte que les individus élevés en captivité ont généralement des taux de survie et de reproduction plus faibles, après leur relâchement en nature, que les individus nés en milieu naturel. (Beck et al., 1991, 1994; Beldon et McCown, 1996; Biggins, Hanebury, Miller, Powell et Wemmer, 1991; Griffith et al., 1989; Kraaijeveld-Smit, Griffiths, Moore et Beebee, 2006; Mathews et al., 2005; McPhee, 2003; McPhee et Silverman, 2004; Miller, Reading et Forrest, 1996; Ralls et Ballou, 2013; Roe, Frank, Gibson, Attum et Kingsbury, 2010; Shier et Owings, 2006; Wiley, Snyder et Gnam, 1992).

Celui-ci doit être conçu de manière à rencontrer les besoins en termes de comportements que les individus devront exprimer pour survivre dans la nature (Watters et Meehan, 2007). Cet enrichissement peut porter sur les différents aspects comportementaux suivants :

- Évitement de la prédation (reconnaître et éviter les prédateurs, incluant les humains);
- Recherche de nourriture (localiser, identifier, acquérir et manipuler la nourriture);
- Interactions sociales (communiquer, exprimer des rituels de séduction, s'accoupler, élever et entraîner les juvéniles, etc.);
- Locomotion (se déplacer dans des environnements complexes);
- Orientation et sélection de l'habitat et d'un abri (sélectionner un habitat, aménager un abri comme une tanière ou un nid et entreprendre des déplacements migratoires). (Alberts, 2007; Azevedo et Young, 2006a; Azevedo et Young, 2006b; Beldon et McCown, 1996; Derrickson et Snyder, 1992;

Griffin, Blumstein et Evans, 2000; McPhee. 2003; Miller et al., 1996; Miller et al., 1998; Snyder et al., 1996; Stoinski, Beck, Bloomsmith et Maple, 2003; Utt, Harvey, Hayes et Carter, 2008).

Comme l'expliquent Reading et al. (2013), préparer les animaux à survivre dans la nature peut sembler contradictoire avec les approches traditionnelles d'enrichissement, parce que cela implique de leur faire subir des situations non plaisantes ou stressantes pouvant affecter leur bien-être. Toutefois, il explique que leur milieu naturel présente plusieurs sources de stress, auxquelles les organismes peuvent s'adapter en adoptant certains comportements. Les animaux nécessitent d'ailleurs ces sources de stress aigu, sur de courtes périodes, pour avoir un développement psychologique et comportemental normal (Reading et al., 2013; Shepherdson, 1994). À la différence du stress, la détresse résulte d'un nouveau stimulus pour lequel les animaux n'ont pas de réponse adaptative; c'est pourquoi seule l'exposition au stress peut être bénéfique. De plus, Reading et al. (2013) indique que l'on ne doit pas se préoccuper seulement du bien-être des animaux que l'on maintient en captivité, mais aussi de leur bien-être à long terme après leur relâchement dans la nature. De la même façon, Shepherdson (1994) mentionne qu'il faut que l'on change notre perception face au bien-être animal. Il explique que le fait de vouloir maximiser le bien-être des animaux en captivité ne signifie pas pour autant d'éliminer toutes les sources de stress (Shepherdson, 1994). Pour assurer leur bien-être dans leur milieu naturel, il est nécessaire de leur procurer les outils pour y survivre; c'est pourquoi un enrichissement environnemental leur fournissant un niveau approprié de stimulation peut être requis (Beck et al., 1994; Reading et al., 2013; Shepherdson, 1994; Swaisgood, 2010; Watters et Meehan, 2007). Dans cette approche, le but est de générer l'expression d'un trait comportemental située dans une plage de valeurs conférant une probabilité élevée de survie dans la nature (McPhee et Silverman, 2004; Watters et Meehan, 2007).

Quatre éléments sont primordiaux, afin de mettre en place un enrichissement adéquat pour des individus :

1. Un environnement approprié pour l'apprentissage;
2. Un nombre d'opportunités suffisantes pour exprimer des comportements;
3. Un contexte social adéquat (p. ex. présence d'un parent doté d'habiletés et groupe social adéquat);
4. Une bonne compréhension des facteurs développementaux influençant le moment pendant lequel les stimulus surviennent dans la vie des individus. (Griffin et al., 2000; Miller et al., 1999; Reading et al., 2013; Stoinski et Beck, 2004; Watters et Meehan, 2007)

L'enrichissement implique également de reproduire les caractéristiques du site de relâchement le plus fidèlement possible dans le site où sont maintenus captifs les individus visés par un projet de transfert (Reading et al., 2013; Roe et al., 2010). Par exemple, il est recommandé de reproduire leur milieu naturel en termes de structures et de complexité afin, entre autres, de les rendre aptes physiquement à s'enfuir, à acquérir des habiletés en matière de locomotion et à se défendre contre les prédateurs une fois dans la nature (Alberts, 2007; Biggins et al., 1999; Wallace, 2000).

Par ailleurs, il est avantageux d'offrir un enrichissement tôt dans la vie de la plupart des espèces, car elles apprennent généralement mieux à un jeune âge. Cela s'explique notamment par le fait que leur système nerveux et leur cerveau sont toujours en développement au stade juvénile et par le fait que les espèces ont des périodes d'imprégnation (nourriture, etc.) cruciales pour l'apprentissage de comportements à ce stade. (Griffin et al., 2000; Miller et al., 1996; Reading et al., 2013; Stoinski et al., 2003, Stoinski et Beck, 2004) Ces conditions font en sorte que les jeunes manifestent habituellement une plasticité comportementale plus grande que les adultes, et donc qu'un enrichissement environnemental peut davantage les influencer. (Reading et al., 2013) Il faut toutefois noter que les réponses à de nouveaux stimulus varient d'un individu à l'autre et peuvent être influencées par les soins maternels, le contexte social et l'expérience personnelle de chaque individu (Watters et Meehan, 2007).

Les sous-sections qui suivent traitent des divers comportements sur lesquels peuvent porter l'enrichissement environnemental et des méthodes pouvant être utilisées pour le mettre en œuvre. Elles se divisent comme suit : évitement de la prédation (sous-section 2.11.1), recherche de nourriture (sous-section 2.11.2), interactions sociales (sous-section 2.11.3), locomotion et orientation et sélection de l'habitat et d'un abri (sous-section 2.11.4), condition physique (sous-section 2.11.5) et évaluation des méthodes et des résultats (sous-section 2.11.6).

2.11.1 Évitement de la prédation

La prédation représente la principale menace envers la survie de beaucoup d'espèces à la suite de leur relâchement en nature. (Alberts, 2007; Azevedo et Young, 2006a; Azevedo et Young, 2006b; Banks et al., 2002; Griffin et al., 2000; Kraaijeveld-Smit et al., 2006; McLean et al., 2000; McPhee, 2003; McPhee et Silverman, 2004; Miller et al., 1990b; Rabin, 2003; Shier et Owings, 2006). Elle menace particulièrement les animaux provenant d'un environnement de captivité et ceux relâchés dans un environnement comportant de nouveaux prédateurs, puisqu'ils ne peuvent les reconnaître ou réagir à leur présence de manière appropriée. (Azevedo et Young, 2006a; Griffin, Evans et Blumstein, 2001; Maloney et McLean, 1995; McLean et al., 2000; McPhee, 2003; Miller et al., 1990b; Shier et Owings, 2006). Un entraînement permettant d'apprendre à éviter les prédateurs peut donc être avantageux pour la survie de plusieurs espèces (Alonso, Orejas, Lopes et Sanz, 2011; Reading et al., 2013). Pour ce faire, il faut que les individus acquièrent la capacité à les détecter et à les reconnaître grâce à la vigilance et aux signaux sensoriels, à fuir et se dissimuler de ceux-ci, et à réagir de manière menaçante lorsque cela est approprié (avertissement, attaque, etc.) (Alberts, 2007).

Par ailleurs, le maintien et les soins donnés aux individus en captivité par les humains peuvent les habituer à côtoyer ces derniers et même faire en sorte qu'ils s'imprègnent de leurs gardiens au stade juvénile, au point de rendre cette situation problématique en milieu naturel. Effectivement, cela peut augmenter les risques de conflits entre les individus relâchés et les humains ou les probabilités que ces individus se

tiennent près des infrastructures anthropiques, puisqu'ils n'auront pas appris à en avoir peur et à les éviter. Leur survie peut alors s'en trouver affectée. Un entraînement permettant de développer des comportements d'évitement envers les humains peut donc avoir un impact crucial sur le succès d'un transfert (Alberts, 2007; Burghardt et Layne, 1995; Reading et al., 2013). À l'inverse, quelques espèces fuient tout de même d'un bond d'une longueur de plus en plus grande à force d'être exposées aux humains dans certaines conditions (Alberts, Lemm, Grant et Jackintell, 2004).

Pour apprendre à éviter les prédateurs, on expose généralement les individus à des modèles des leurs, en leur faisant vivre une expérience négative avant leur relâchement. Par exemple, des projets faits sur des putois des steppes (*Mustela eversmanii*) présentaient des modèles de prédateurs à ces derniers, en combinant cette action par le pourchassement des individus par des humains ou des chiens, ou par des tirs d'élastiques, résultant en une augmentation de l'évitement de la prédation par les spécimens. La réponse des putois consistait à se réfugier plus rapidement dans leur terrier et durant un délai plus long, signe qu'une réponse de peur avait été acquise par les spécimens. (Alberts, 2007; Azevedo et Young, 2006a; Azevedo et Young, 2006b; Griffin et al., 2001; Martins, 2004; McLean et al., 2000; Miller et al., 1990b; Reading et al., 2013; Veasey, Waran et Young, 1996) Il est aussi possible de les exposer à des stimulus chimiques, auditifs (p. ex. cris d'alarme) ou visuels de prédateurs potentiels pour les conditionner au danger (Alberts, 2007; Griffin et al., 2000).

La figure 2.2 présente l'ensemble des avantages et des inconvénients associés aux différentes méthodes et aux types de stimulus pouvant être utilisés pour l'entraînement à éviter des prédateurs. Alberts (2007) recommande de maximiser le nombre de types de stimulus de prédateurs pour favoriser l'apprentissage d'un comportement.

Selon plusieurs études, un entraînement pour apprendre à éviter des prédateurs ne requiert que quelques essais pour que le comportement soit acquis (Alberts, 2007; Brightsmith et al., 2005; Hutchins et Kreger, 2006; Matipano, 2004; McDougall et al., 2006; Reading et al., 2013). Il est même recommandé de faire le moins d'essais possible, afin de ne pas causer d'habituation chez l'animal. Selon Griffin et al. (2000), l'apprentissage nécessite aussi une superficie d'enclos suffisante et serait plus efficace chez les juvéniles que chez les adultes et lorsque l'on varie les modèles de prédateurs (p. ex. différentes postures corporelles). Également, l'humain représente le plus important prédateur potentiel à éviter chez plusieurs espèces, notamment en raison du braconnage (p. ex. chez les rhinocéros et les perroquets); c'est pourquoi l'habituation à la présence humaine est une problématique considérable chez les animaux maintenus en captivité (Alberts, 2007; Brightsmith et al., 2005; Hutchins et Kreger, 2006; Matipano, 2004; McDougal et al., 2006; Reading et al., 2013). Pour minimiser cet impact, certains suggèrent de limiter le plus possible les interactions entre les humains et les individus et d'associer les interactions nécessaires avec les humains à des expériences déplaisantes pour les animaux. (Alberts, 2007; Biggins et al., 1999; Crowley et Pietruszka, 1983; Reading et al., 2013; Miller et al., 1996; Snyder et Snyder, 2000)

<i>Stimulus</i>	<i>Advantages</i>	<i>Disadvantages</i>
Conditioned (CS)		
live predator	richer stimulus many reinforcers inherent to the stimulus more appropriate for generalization to occur	risk of attack raises ethical concerns disease logistics less control over eliciting stimuli
model predator	no possibility of attack more control over eliciting stimuli fewer ethical concerns disease less likely no logistical problems	stimulus activates fewer sensory modalities fewer reinforcers inherent to the stimulus
Unconditioned (UCS)		
unpleasant stimulus (e.g., water squirts)	technically straightforward	does not mimic a predatory event
frightening stimulus (e.g., being chased, loud noises, or looming object)	closely associated with predatory event	technically difficult if a standardized stimulus is required
natural signals (e.g., alarm calls)	closely associated with predatory event potential to exploit species-specific learning mechanisms	some options are technically difficult
painful stimulus* (e.g., electric shock)	highly salient	unlikely to be associated with a survivable predatory event raises ethical concerns

**The psychological literature generally treats electric shock as a stimulus that elicits fear, but we concentrate here on initial effects.*

Figure 2.2 Avantages et inconvénients des stimulus conditionnés et inconditionnés pour l'entraînement des animaux à éviter les prédateurs (tiré de : Griffin et al., 2000).

2.11.2 Recherche de nourriture

En général, les ongulés ou les marsupiaux herbivores ne nécessitent pas d'entraînement pour la recherche de nourriture. Toutefois, un tel entraînement peut être bénéfique dans certains cas, particulièrement pour les espèces de primates et de carnivores. (Delroy, Earl, Radbone, Robinson et Hewett, 1986; Kleiman, 1989; Stanley-Price, 1986) Pour survivre, ces espèces doivent développer diverses habiletés ayant trait à la recherche de nourriture. Ils doivent d'abord pouvoir identifier et trouver de la nourriture de grande qualité. Ils doivent ensuite pouvoir l'acquérir, par exemple, en tuant des proies ou en grimpant dans les arbres pour s'approvisionner en fruits. Puis ils doivent être capables de manipuler la nourriture, par exemple, en décortiquant des noix ou en retirant la pelure des fruits. (Cheyne, Chivers et Sugardjito, 2008; Mathews et al., 2005; Reading et al., 2013; Young, 1997) De nombreuses espèces obtiennent ces compétences dans le cadre d'un entraînement donné par leurs parents ou autres aidants significatifs (Ncube et Ndagurwa, 2010; Reading et al., 2013), mais l'apprentissage à rechercher de la nourriture peut parfois être plus difficile pour certaines espèces, telles que des espèces carnivores. Ces dernières doivent notamment pouvoir trouver, traquer et tuer des proies, ce qui demande une grande quantité d'habiletés. (Miller et al., 1990a; Miller, Ralls, Reading, Scott et Estes, 1999; Ncube et Ndagurwa, 2010; Reading et al., 2013; Young, 1997) Un entraînement peut donc faciliter l'acquisition de compétences sur tous les aspects de la recherche de nourriture pour certains animaux maintenus en captivité et, par conséquent, augmenter de manière critique

leur survie après leur relâchement (Biggins et al., 1999; Ncube et Ndagurwa, 2010; Miller et al., 1990a; Reading et al., 2013).

Pour apprendre à rechercher la nourriture, il peut être suffisant d'approvisionner les animaux maintenus en captivité d'aliments qu'ils retrouveront une fois dans la nature, afin qu'ils apprennent à les reconnaître et à les trouver plus rapidement (Reading et al., 2013; Young, 1997). Cela peut aussi permettre aux animaux, tels des mammifères herbivores, de développer à l'avance leur système digestif et les communautés microbiologiques contenues dans ce dernier, afin qu'ils soient adaptés à la nourriture du site de relâchement (Stamps et Swaisgood, 2007). Cependant, des méthodes plus complexes doivent parfois être élaborées pour préparer certaines espèces aux conditions de leur site de relâchement. Par exemple, le programme de réintroduction du tamarin lion doré de 1984 cachait, à différents endroits dans l'environnement des primates, des casse-têtes à l'intérieur desquels se trouvait de la nourriture, ce qui leur apprenait à chercher la nourriture et à l'extraire (Kleiman, 1989). Cette pratique peut, en outre, réduire l'expression de comportements anormaux affectant leur bien-être et le nombre d'agressions qui peuvent survenir entre les individus. Elle peut aussi permettre de reproduire un budget de temps alloué à la recherche de nourriture chez les individus, de manière plus représentative de ce à quoi ils seront exposés dans la nature. Toutefois, cela peut aussi avoir pour effet d'augmenter leurs dépenses énergétiques, ce qui peut résulter en une dégradation de leur santé physique et une diminution de la longévité. (Young, 1997)

Dans un autre ordre d'idées, certains programmes utilisent parfois des congénères possédant déjà des habiletés, telles que celles nécessaires pour rechercher de la nourriture, afin d'aider les autres individus à acquérir ce comportement (Reading et al., 2013). La transmission culturelle, notamment entre les parents et les juvéniles ou des individus nés en nature et des individus nés en captivité, peut effectivement permettre à certaines espèces de développer des traits comportementaux (Kleiman, 1989; McLean, 1997; Sarrazin et Legendre, 2000).

Pour ce qui est des prédateurs, il peut être avantageux de leur offrir des proies qu'ils retrouveront dans la nature une fois transférés, afin qu'ils puissent apprendre à les identifier, bien que cela soit souvent impraticable dans les faits. Cette mesure n'est toutefois pas essentielle au succès d'un programme de transfert. (Young, 1997) Un approvisionnement en proies vivantes est profitable d'un point de vue de l'apprentissage, car, seule l'expérience peut permettre aux animaux d'acquérir une certaine efficacité à chasser des proies. L'offre de proies vivantes peut aussi faire l'objet d'une transition, en présentant d'abord aux individus des carcasses de proies (Kleiman, 1989). Cependant, des débats éthiques peuvent être soulevés lorsque des programmes approvisionnent les animaux en proies vivantes. (Miller et al., 1996; Reading et al., 2013; Young, 1997)

2.11.3 Interactions sociales

Certaines espèces animales vivent en groupes alors que d'autres vivent de façon solitaire. Elles ne requièrent donc pas toutes le même niveau de socialité. (Watters et Meehan, 2007) Généralement, les espèces solitaires ou celles qui se tiennent en troupes nécessitent moins d'entraînement par rapport aux comportements sociaux que les espèces vivant en groupes sociaux complexes (Kleiman, 1989). Les espèces solitaires communiquent tout de même leur présence, leur niveau de dominance, leur sexe et leur réceptivité à s'accoupler avec leurs congénères. De plus, toutes les espèces peuvent avoir à faire face à des interactions antagonistes dans la nature lors de certaines situations, telles que pour l'accès à la nourriture ou à des partenaires de reproduction (Watters et Meehan, 2007). Elles produisent et reçoivent des signaux intraspécifiques, évaluent des intentions et adaptent leurs réponses à des situations sociales (Alberts, 2007).

Lorsque des animaux grégaires sont extirpés de la nature pour être maintenus en captivité, les liens sociaux peuvent être brisés et mener à la détérioration ou à la perte d'habiletés requises pour le maintien des organisations sociales complexes (Reading et al., 2013). Par exemple, « les gibbons apprennent le langage auprès de leurs parents et les populations de l'espèce possèdent différents dialectes, ce qui peut compliquer les choses lors d'un projet de transfert » (Reading et al., 2013). Le fait de regrouper certains individus de groupes sociaux différents au sein d'une population peut aussi mener à des conflits, surtout immédiatement après le relâchement. Aussi, plusieurs animaux ont des rituels amoureux spécifiques, ce qui est une forme de communication importante pour reconnaître un partenaire potentiel. Une action non familière ou une réponse incorrecte à une action peut faire échouer ce rituel amoureux, et ainsi compromettre la reproduction de l'espèce (Reading et al. 2013). De même, les espèces territoriales doivent apprendre à définir les limites de leur territoire et à le défendre au besoin (Kleiman, 1989).

Un enrichissement à ce titre peut être effectué en offrant, notamment, des opportunités d'interactions antagonistes au sein des individus maintenus en captivité (p. ex. en regroupant les ressources alimentaires en un seul endroit ou en procurant un accès limité aux partenaires de reproduction) (Reading et al., 2013; Watters et Meehan, 2007). Par contre, cette stratégie doit être utilisée avec prudence, en raison des risques de blessures qui existent dus à de potentiels conflits agressifs (Watters et Meehan, 2007). L'opportunité d'améliorer le comportement visant à faire la cour aux partenaires, de permettre aux mâles de compétitionner entre eux et de permettre aux femelles de choisir leurs partenaires, peut aussi être bénéfique en matière de développement social (Reading et al., 2013). Le contrôle d'un sexe-ratio en conséquence au sein d'une population peut, entre autres, favoriser ce type d'opportunité. Un enrichissement auditif peut également être offert chez certaines espèces, comme les gibbons, afin de reproduire et de leur apprendre certains aspects des interactions vocales (Reading et al. 2013; Shepherdson, 1988). De plus, le déplacement de groupes familiaux entiers peut permettre de préserver les structures sociales, diminuer les

risques de conflits et augmenter les opportunités des individus à apprendre et à transmettre de l'information entre eux (Boyd et Bandi, 2002; Ncube et Ndagurwa, 2010; Reading et al., 2013).

2.11.4 Locomotion, orientation et sélection d'un habitat et d'un abri

La majorité des animaux n'ont pas besoin d'un entraînement en matière de locomotion, puisqu'ils développent habituellement cette capacité rapidement et de manière instinctive. Toutefois, des espèces arboricoles et fouisseuses peuvent parfois ne pas recevoir assez d'opportunités en captivité pour développer des habiletés à se déplacer rapidement et efficacement dans des espaces tridimensionnels complexes. Un entraînement lié à la locomotion peut donc être utile dans certains cas. (Reading et al., 2013)

Un entraînement pour permettre aux animaux de s'orienter, de développer des itinéraires migratoires en milieu naturel et de trouver un abri, peut aussi être grandement utile chez certaines espèces (Alberts, 2007; Kleiman, 1989). En effet, la capacité à se disperser, évaluer leur nouvel habitat et choisir un endroit où s'établir pour survivre et se reproduire est un facteur critique à la réussite d'un transfert animal. Une augmentation de la mortalité est d'ailleurs observée chez les animaux qui se dispersent trop rapidement à court terme du site où ils ont été relâchés. (Alberts, 2007; Stamps, 1988) La dispersion continue des individus sur le long terme peut aussi entraîner l'échec d'un programme (Armstrong et al., 2015). Plusieurs facteurs peuvent causer ce comportement, tels que la faible qualité de l'habitat du site de relâchement, les traits de personnalité des individus (p. ex. individus explorateurs), un manque d'habiletés chez les individus résultant en une perception d'être dans un habitat non approprié, une compétition élevée entre les individus, etc. (Stamps et Swaisgood, 2007) Toutefois, à l'inverse, des programmes de transfert peuvent aussi subir des échecs en raison d'un manque de dispersion des individus à long terme, car cela peut engendrer un manque d'échanges génétiques et démographiques entre les populations (Armstrong et al., 2015; Hanski, 1999; Jamieson et Lacy, 2012).

Pour améliorer la locomotion des animaux et leur apprendre à s'orienter dans l'environnement, certaines méthodes d'enrichissement peuvent être appliquées. Par exemple, le programme du tamarin lion doré aménageait régulièrement divers environnements complexes en trois dimensions, en les démantelant et en les reconstruisant de différentes façons (Beck et al., 1988; Kleiman et al., 1986). Pour apprendre aux grues blanches du programme de réintroduction de 1993 aux États-Unis à effectuer des migrations, un entraînement au vol était mis en œuvre grâce à des avions ultralégers. Les œufs de grues étaient conditionnés à entendre des bruits d'avions et, une fois éclos, les juvéniles étaient entraînés à suivre les avions sur de courtes distances pour se nourrir, puis éventuellement sur de longues distances pour migrer. (Armstrong et al., 2015; Ellis et al., 2003)

2.11.5 Condition physique

En plus d'un entraînement comportemental, un entraînement visant à améliorer la condition physique des animaux avant leur relâchement peut aussi être bénéfique pour la survie des individus (Biggins et al., 1999; Mathews et al., 2005; Reading et al., 2013). Il faut savoir que la majorité des mortalités surviennent immédiatement après le relâchement. Durant cette période, les individus peuvent devoir faire face à divers stress environnementaux pouvant affaiblir leur condition physique : éviter des prédateurs, se battre avec d'autres individus dominants, apprendre à connaître leur nouvel environnement, être exposés à des microorganismes et à des parasites, etc. Les animaux peuvent aussi souvent être confrontés à des périodes de plusieurs jours durant lesquelles la disponibilité en nourriture est limitée. Ces conditions peuvent donc contribuer à une diminution draconienne de leur masse corporelle. Toutefois, les animaux maintenus en captivité font souvent peu d'exercice, ce qui fait qu'ils ne possèdent pas le tonus musculaire, ainsi que la vitesse de course, nécessaires pour fuir des prédateurs qui les poursuivent en nature. Cela peut nuire à leur survie après leur relâchement en milieu naturel. (Alberts, 2007)

L'enrichissement environnemental lié à l'amélioration de la condition physique des individus peut être réalisé en procurant aux individus un entraînement physique suffisant avant leur relâchement (Reading et al., 2013). Les opportunités d'améliorer leur condition physique peuvent être offertes de différentes façons : exposer les individus à des modèles de prédateurs, leur offrir un vaste enclos où ils pourront courir et aménager leur environnement avec divers types d'éléments en termes de sols, de végétation, de hauteurs, etc. Un approvisionnement en nourriture à la suite du relâchement des animaux peut aussi contribuer à assurer une bonne condition physique aux individus en faisant en sorte qu'ils soient énergétiquement avantagés pendant qu'ils se rétablissent du stress subi dans le transport et qu'ils s'adaptent à leur nouvel environnement (Alberts, 2007; Bright et Morris, 1994; Owen-Smith, Fryxell et Merrill, 2010). Un approvisionnement en nourriture visant à leur procurer une masse corporelle plus élevée avant leur relâchement peut aussi aider les animaux à disposer de l'énergie nécessaire plus longtemps à la suite de leur relâchement, et donc augmenter leurs probabilités de survie. (Alberts, 2007) De même, une exposition aux conditions environnementales retrouvées dans la nature peut être utile, afin de permettre aux animaux de développer les adaptations physiologiques qu'ils auront besoin en milieu naturel (p. ex. croissance de la fourrure pour la thermorégulation) (AZA, 1992).

2.11.6 Évaluation des méthodes et des résultats

Il est recommandé, dans la mesure du possible, d'élaborer des protocoles permettant d'estimer l'efficacité des techniques d'enrichissement et/ou de vérifier les corrélations entre l'expression des comportements par les individus avant leur relâchement et leur taux de survie après ce dernier (UICN, 2012; Reading et al., 2013; Watters et Meehan, 2007). Plusieurs études expliquent que la première étape d'un enrichissement devrait d'ailleurs consister à comparer les valeurs associées à des individus exposés à un enrichissement avec celles d'autres individus non exposés à un enrichissement (Reading et al., 2013). Cela peut permettre

d'affiner les techniques d'enrichissement et d'identifier les facteurs ayant le plus d'impact sur les réponses comportementales (Watters et Meehan, 2007).

Reading et al. (2013) recommande de contrôler le plus de variables possible dans les enrichissements, surtout aux débuts d'un programme, afin de mieux comprendre l'efficacité de ces activités. La comparaison des taux de survie et de reproduction devrait, selon Reading et al. (2013) et Watters et Meehan (2007), être effectuée en premier, mais puisque ceux-ci peuvent être difficiles à mesurer et nécessiter de longues périodes, il est aussi recommandé d'évaluer des variables comportementales. Ces dernières peuvent consister en des tendances en termes de nombre d'interactions sociales ou avec un stimulus donné, des distances de dispersion, des délais de réaction avant d'inspecter ou d'interagir avec un stimulus, des durées d'interaction avec celui-ci et la qualité de l'interaction (vigoureux, hésitant, etc.), etc. (Watters et Meehan, 2007). Par exemple, les animaux se dispersant rapidement de leur site de relâchement et étant actifs en dehors de leurs heures d'activité habituelles peuvent représenter des comportements menant à un risque plus élevé de prédation pour une espèce (Reading et al., 2013). Reading et al. (2013) recommande aussi, dans le cadre d'un enrichissement environnemental, de cibler en premier l'apprentissage de comportements ayant le plus d'influence sur les taux de survie et de reproduction.

Même en l'absence d'un contexte écologique pertinent à l'espèce, il est possible de noter certaines observations comportementales. Un tel contexte peut, par exemple, survenir lorsqu'un nouvel objet est placé dans un endroit vide de l'environnement d'un individu. L'une des circonstances permettant d'obtenir une bonne connaissance des traits comportementaux d'un individu est cependant lorsqu'on le confronte à une situation conflictuelle, telle qu'une situation à risque de prédation ou impliquant de la compétition entre les individus pour une ressource. Néanmoins, l'expression des traits comportementaux varie selon les contextes; c'est pourquoi une évaluation doit être effectuée selon différentes conditions environnementales. (Watters et Meehan, 2007)

2.12 Gestion génétique et démographique

La diversité génétique présente au sein d'une population, la variabilité génétique des individus, le nombre d'individus relâchés ainsi que le nombre et la distribution dans le temps des relâchements des individus dans la nature feraient parties des facteurs déterminants pour le succès d'un programme. (Armstrong et al., 2015; Svensson, 2011; Wolf et al., 1996) En revanche, bien que le relâchement d'un grand nombre d'individus fasse partie des facteurs de succès d'un transfert (Griffith, Scott, Carpenter et Reed, 1990), il existerait, selon les résultats de l'étude de Wolf et al. (1996), un seuil maximal d'individus relâchés lors d'un transfert au-delà duquel l'ajout d'autres individus n'augmenterait pas significativement le succès d'un programme. La mise en œuvre de plusieurs relâchements répétés, plutôt que d'un seul relâchement, serait aussi plus avantageuse dans le cadre d'un transfert (Griffith et al., 1990). Une bonne gestion génétique et démographique des populations permet d'optimiser ces facteurs.

Pour commencer, il faut savoir que le risque d'extinction est beaucoup plus élevé chez les espèces composées de petites populations, étant donné leur nombre d'individus restreint et de ce fait, la plus faible diversité génétique qu'elles peuvent présenter. En effet, les petites populations sont plus à risque de subir plusieurs conséquences négatives ayant des répercussions sur la pérennité des espèces. D'abord, le phénomène de la dérive génétique, pouvant mener au déclin d'une espèce, est plus susceptible de se manifester au sein d'une petite population. Il consiste en des fluctuations génétiques causées par des événements aléatoires et imprévisibles pouvant entraîner des conséquences néfastes pour le maintien d'une population, telles que son déclin. (Armstrong et al., 2015) Ensuite, il existe une plus grande probabilité qu'un allèle récessif à effet délétère soit fixé au sein d'une petite population, étant donné que la diversité génétique qu'elle présente est moindre. La dépression de consanguinité entre les individus est également plus susceptible de survenir dans une petite population, puisque les individus deviennent tous éventuellement apparentés les uns les autres, augmentant aussi le risque que des caractères délétères apparaissent. (Estrada, 2014; Keller, Biebach, Ewing et Hoeck, 2012) Par ailleurs, l'espèce peut présenter un potentiel évolutif adaptatif réduit, car une faible population détient une moins grande diversité génétique au sein de l'espèce, la rendant ainsi moins apte à évoluer de manière à résister contre certaines pressions sélectives (Armstrong et al., 2015). Enfin, les petites populations ont également un plus grand risque d'extinctions causées par des événements démographiques, tels que la succession de plusieurs naissances de mâles résultant en un sexe-ratio désavantageux au sein de l'espèce, ou des catastrophes naturelles pouvant tuer plusieurs individus en même temps (maladies, feux, ouragans, etc.) (Ralls et Ballou, 2013).

Un bon exemple de projet ayant rencontré ce genre de problématique au sein d'une petite population est celui de Araki, Cooper et Blouin (2007), qui élevaient des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) en captivité. Dans ce projet, il fallut seulement deux générations de truites pour que les individus de la population perdent environ 40 % de leur valeur reproductive, en raison du fort taux de consanguinité qui était présent au sein de la population (Araki et al., 2007).

Il apparaît que les espèces faisant l'objet de programmes de transfert sont souvent des espèces ayant de petites populations plutôt fermées, en l'occurrence des espèces en situation précaire et/ou maintenues en captivité. Pour éviter les problématiques très fréquentes chez les petites populations, la gestion génétique et démographique des populations transférées dans la nature constitue un incontournable. Cette pratique représente d'ailleurs un facteur de succès fondamental des programmes de transfert. (Ralls et Ballou, 2013) Il faut savoir que la persistance d'une population est plus probable lorsque le nombre d'individus fondateurs est élevé, la diversité génétique au sein des fondateurs est élevée, le nombre d'individus relâchés est élevé, le taux de croissance d'une population est élevé et l'effet de la compétition entre les individus est faible (Griffith et al., 1989; Wolf et al., 1996). Pour obtenir un compromis optimal entre l'atteinte de ces résultats et les contraintes des gestionnaires de programmes (p. ex. espace, temps et financement limité), une bonne gestion génétique et démographique doit impérativement être mise en place.

Par ailleurs, une des grandes problématiques spécifiques aux populations vivant en captivité est le fait que les pressions sélectives dans cet environnement artificiel ne sont pas les mêmes que celles que l'on retrouve en milieu naturel. Ainsi, les processus génétiques impliqués en milieu de captivité font en sorte que des divergences génétiques et phénotypiques entre les individus provenant de milieux naturels et ceux maintenus en captivité peuvent apparaître rapidement dans cet environnement (Slade et al., 2014). En effet, la sélection naturelle en captivité est modifiée, puisqu'elle est influencée par les pressions spécifiques à ce type d'environnement. Par conséquent, cela peut amener la population à être éventuellement constituée d'individus adaptés à cette situation artificielle plutôt qu'à leur milieu naturel si aucune précaution n'est prise en ce sens. Dans une telle situation, on peut observer une érosion de la génétique des populations animales sur les plans morphologique, physiologique et comportemental. (Fraser, 2008; Kraaijeveld-Smit et al., 2006; McPhee, 2003; McPhee et Silverman, 2004; Miller et al., 1999; Reading et al., 2013; Shier et Owings, 2006) Par exemple, certains traits comportementaux susceptibles d'être défavorables en milieu naturel, comme la docilité, peuvent être sélectionnés en captivité (Snyder et al., 1996). Également, les modifications génétiques et phénotypiques engendrées par un tel environnement augmentent généralement avec le temps passé en captivité, ainsi qu'avec les générations successives. (Frankham, 1995; Kraaijeveld-Smit et al., 2006; McPhee, 2003; McPhee et Silverman, 2004; Reading et al., 2013; Shier et Owings, 2006; Slade et al., 2014; Snyder et al., 1996) La gestion de la génétique des populations peut donc réduire les probabilités de générer des individus exprimant des phénotypes mésadaptés aux conditions naturelles (Ralls et Ballou, 2013).

Cependant, la sélection artificielle (ou anthropique) représente une autre source de modifications importantes des gènes et des phénotypes (morphologie, physiologie et tempérament) des individus reproduits en captivité. Cette sélection est d'ailleurs l'un des processus les plus importants qui occasionnent des changements évolutifs dans les populations maintenues en captivité. Ce type de sélection s'impose lorsque les humains choisissent les individus qui se reproduisent ensemble, comme cela survient lors de la gestion génétique et démographique des populations. (McDougall et al., 2006) Ainsi, bien que cette mesure puisse permettre de réduire l'adaptation croissante des individus à leur environnement en captivité avec les générations, elle ne peut la prévenir complètement, et peut occasionner d'autres changements évolutifs défavorables (Ralls et Ballou, 2013). Par conséquent, il est important de prendre plusieurs précautions lors de son utilisation. Par exemple, il est possible de minimiser le nombre de générations produites en captivité avant de relâcher les individus en nature, afin de limiter l'ampleur de la sélection artificielle subie par les individus en captivité (Ralls et Ballou, 2013).

Paradoxalement, la croissance rapide d'une population en captivité augmente ses chances de survie et permet de maintenir la variabilité génétique des individus fondateurs de la population; c'est pourquoi il peut être avantageux de favoriser la production de plusieurs générations malgré l'effet de la sélection naturelle ou artificielle en captivité (Ralls et Ballou, 2013). Ainsi, la croissance de la population peut parfois être

priorisée en dépit des préoccupations génétiques, particulièrement lorsqu'une population est très petite et que le risque d'extinction de l'espèce surpasse le risque d'accouplements un peu moins favorables. Bref, un temps court en captivité est généralement associé à une petite taille de population mais à moins de changements relatifs aux traits de l'espèce, alors qu'un temps long en captivité est habituellement relié à une taille de population élevée mais à des effets plus grands sur les attributs d'une espèce (Svensson, 2011).

Pour appliquer une gestion génétique et démographique adéquate, un certain nombre d'étapes doivent être suivies. Tout d'abord, les objectifs génétiques d'un programme doivent être définis. En général, ceux-ci sont définis en termes de proportion de variation génétique à maintenir sur une certaine période de temps, et elle est habituellement mesurée sous forme d'hétérozygotie (Ralls et Ballou, 2013). Les programmes de reproduction et de transfert animal visent communément le maintien d'une diversité génétique de 90 % ou de 95 % de la population sur 100 ans (Miller, Wright, Zhang, Schuster et Hayes, 2010; Ralls et Ballou, 2013). Toutefois, le programme du putois à pieds noirs (*Mustela nigripes*), initié en 1987, visait plutôt le maintien de 90 % de la diversité génétique sur 50 ans puisque cette espèce a des temps de génération courts et parce que le programme recherchait l'établissement rapide des populations de l'espèce (Ralls et Ballou, 2013).

Ensuite, le nombre minimal d'individus à transférer pour atteindre ces objectifs doit être calculé. Même dans le cas où l'objectif est d'atteindre une variation génétique plus élevée, une augmentation de la taille de population doit survenir pour y arriver. Il faut, à cet effet, noter que l'augmentation du nombre de fondateurs d'une population réduit la taille de la population devant être atteinte pour rencontrer les objectifs génétiques. En effet, une plus petite taille de population devra être atteinte si la population de l'espèce ciblée croît rapidement à chaque génération, ou si son temps de génération est long, car la variation génétique se perd à chaque reproduction (dérive génétique). Néanmoins, la taille de population à atteindre dépend aussi du taux de reproduction et du temps de génération des espèces. De plus, la taille de population visée peut parfois ne pas être atteignable pour des raisons pratiques, en raison de l'espace disponible restreint (p. ex. dans les zoos) ou en raison des coûts importants que cela nécessite (Armstrong et al., 2015; Dimond et Armstrong, 2007). Cela peut aussi survenir lorsque l'on souhaite diminuer les effets néfastes de la sélection en captivité sur la population source (Armstrong et al., 2015; Van Houtan, Halley, Van Aarde et Pimm, 2009). Ainsi, le nombre d'individus optimal à transférer consiste en un compromis entre les impacts pouvant être subis par la population d'origine, les risques propres aux petites populations auxquels est exposée la population transférée et la disponibilité des ressources. (Ralls et Ballou, 2013)

Quoi qu'il en soit, selon la revue de littérature de Fischer et Lindenmayer (2000), 50 % des transferts à succès inventoriés avaient transféré plus de 100 individus de l'espèce ciblée. Selon Ralls et Ballou (2013), entre 20 et 30 fondateurs sont néanmoins habituellement suffisants pour atteindre la variation génétique escomptée. Quant à elle, l'étude de Beck et al. (1994) considère un transfert animal réussi lorsque le

nombre d'individus au sein d'une population dans la nature atteint au moins 500 individus. Pour pouvoir atteindre ce seuil, plusieurs études recommandent de transférer entre 20 et 60 individus au minimum (Jachowski et al., 2016; Ralls et Ballou, 2013; Weeks et al.). Cependant, certains scientifiques comme Sarrazin et Barbeault (1996) perçoivent ce seuil comme étant arbitraire, notamment parce que ce nombre peut varier grandement d'une espèce à une autre selon son cycle biologique, la qualité de son habitat et la structure de sa métapopulation. Néanmoins, la relation entre le nombre d'animaux relâchés et la probabilité de succès des programmes de transfert est connue pour être asymptotique; c'est pourquoi le relâchement d'un nombre très grand d'animaux dans la nature n'augmente pas nécessairement son succès (Germano et Bishop, 2008; Griffith et al., 1989).

Une fois le nombre d'individus nécessaire à transférer déterminé, il doit y avoir croissance de la population par la reproduction des individus fondateurs pour atteindre ce nombre et assurer une diversité génétique suffisante (AZA, 1992). Ceux-ci doivent être jumelés pour l'accouplement selon divers facteurs, notamment en lien avec leur génotype, décrits à la section 2.9 du présent essai. Si les populations sources sont maintenues en captivité, il faut alors prévoir les ressources nécessaires pour leur maintien dans un enclos et leur reproduction artificielle. Si les populations sources sont dans la nature, et que leur maintien dans ce milieu ne compromet pas leur survie immédiate, il est possible de laisser la population croître dans cet environnement.

Lorsque le nombre d'individus produits atteint le seuil préalablement déterminé, il est possible de procéder au transfert de groupes d'individus au fil du temps, en choisissant les individus selon divers facteurs (p. ex. génotypes, comportements, sexe, âge, etc.) (voir section 2.9). Selon l'UICN (2012), « les chances de réussite du transfert augmentent avec le nombre de spécimens lâchés (et sont souvent optimisées en procédant à de multiples lâchers répartis sur plus d'une année) ». Il est donc recommandé de transférer plusieurs groupes d'individus en répartissant les relâchements sur plusieurs années. Puisque la mortalité est généralement élevée chez les individus transférés, ceux qui sont les plus facilement remplaçables génétiquement doivent être relâchés en premier (section 2.9). Une fois que l'espèce a atteint la taille de population visée en captivité ou en nature, la principale préoccupation devient, à ce stade, non plus d'accroître la taille de la population, mais plutôt de maintenir un certain niveau de diversité génétique en choisissant quels individus peuvent s'accoupler ensemble. (Ralls et Ballou, 2013)

Ainsi, un programme de transfert animal, impliquant l'élevage d'animaux en captivité ou non, se divise en trois grandes phases démographiques, illustrées à la figure 2.3.

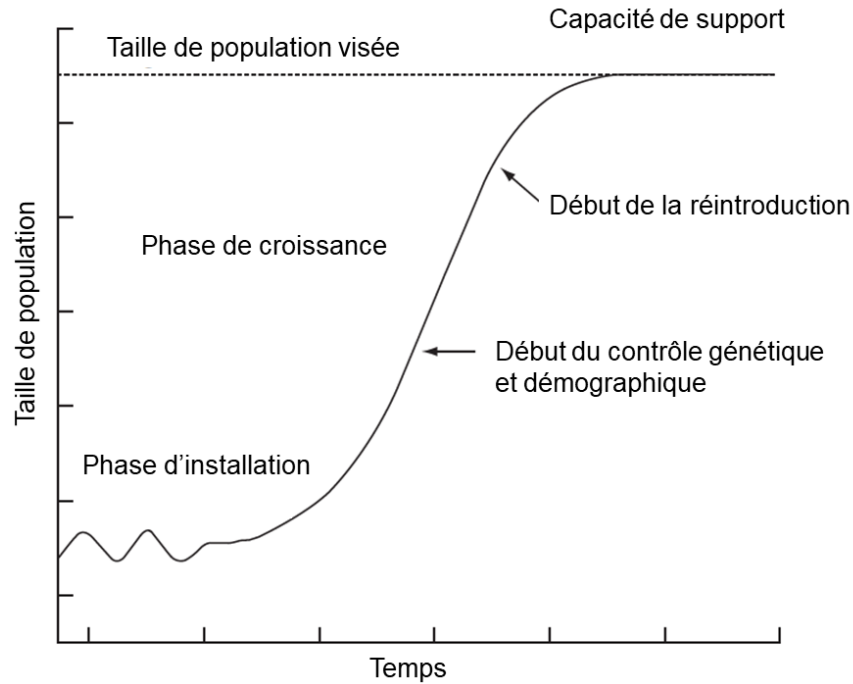


Figure 2.3 Développement d'une population en captivité ou transférée dans la nature (traduit librement de : Ralls et Ballou, 2013).

La première phase correspond à la phase d'installation de la population, une période pendant laquelle les individus sont maintenus en captivité ou s'établissent dans le site de relâchement, et se reproduisent. La deuxième phase, la phase de croissance, correspond à la période pendant laquelle la taille de population augmente rapidement jusqu'à atteindre la taille visée par les gestionnaires de programmes. La troisième phase est, quant à elle, la phase de régulation, pendant laquelle la taille de la population atteint la capacité de support dans son environnement et est maintenue à la taille visée dans le programme par sa régulation naturelle due à l'augmentation de la densité démographique. Dans le cas d'une population maintenue en captivité, les individus supplémentaires produits lorsque la taille de population visée est atteinte sont alors ceux qui sont transférés dans la nature. (Ralls et Ballou, 2013) Il est à noter que la durée de ces phases diffère grandement d'une espèce à l'autre (UICN, 2012).

Même si tous les premiers individus relâchés dans la nature périssent, il ne faut pas prélever des individus dans les populations sources si cela les met en péril, qu'elles soient sauvages ou maintenues en captivité. Étant donnée la mortalité souvent élevée des populations nouvellement transférées, certains recommandent d'ailleurs d'accorder une plus grande attention encore à la génétique et à la démographie des populations sources qu'à celles des populations transférées, surtout au début d'un programme (Gordon, 1991; Miller et al., 1999; Miller et al., 1996; Moore et Smith, 1991). Cependant, il peut être justifié d'entreprendre le relâchement d'un certain nombre d'individus prélevés de ces populations sources même

si leur maintien n'est pas assuré en cas de force majeure, telle que lorsque le transfert de ces individus est la seule façon de sauvegarder une espèce. (AZA, 1992)

En outre, il se peut qu'un programme doive faire face à une faible reproduction de ses populations en captivité en raison de comportements défavorables, notamment lorsqu'un individu n'est pas enclin à se reproduire en captivité, lorsqu'il est réticent à s'accoupler avec un partenaire forcé ou lorsqu'il est résistant à des techniques de manipulation, comme l'insémination artificielle. (Ralls et Ballou, 2013; Snyder et al., 1996) Pour répondre à ces problématiques, Asa, T aylor-Holzer et Lacy (2011) expliquent que de permettre aux individus de choisir leur partenaire d'accouplement par eux-mêmes peut améliorer le succès de la reproduction dans certains cas. Effectivement, il est parfois favorable, chez certaines espèces, de leur allouer le choix des partenaires sans trop compromettre les objectifs en ce qui a trait à la génétique de populations maintenues en captivité. Cela est particulièrement vrai lorsqu'une femelle rejette catégoriquement un partenaire génétiquement idéal au profit d'un partenaire mâle qu'elle préfère. (Ralls et Ballou, 2013)

Finalement, selon les espèces, il faut savoir qu'il peut être favorable de jumeler des jeunes élevés en captivité ou des orphelins sauvages à des parents nés en nature, si des mortalités surviennent au sein du programme (UICN, 2012). « [U]ne telle adoption peut permettre aux jeunes transférés d'être nourris par leurs congénères sauvages et d'apprendre des comportements et des traditions essentiels pour la survie » (UICN, 2012).

2.13 Capture, transport et manipulation d'animaux

Une planification minutieuse doit être effectuée pour capturer, transporter et manipuler des animaux, afin d'assurer le succès d'un projet de transfert. La capture, le transport et la manipulation des animaux ne surviennent parfois qu'une seule fois, lorsque l'on transfert des individus sauvages directement vers le site de relâchement, ou parfois deux fois, lorsque l'on transfert des individus sauvages vers un milieu en captivité, puis vers le site de relâchement. La capture d'individus peut être réalisée selon de nombreuses méthodes (Ewen et al., 2012). Cette section n'aborde que quelques lignes générales à suivre à cet effet.

D'abord, des connaissances sur les méthodes et les protocoles de capture, de transport et de manipulation doivent être acquises (p. ex. auprès d'experts) (Bourne, s. d.). Des protocoles de biosécurité rigoureux, nécessitant de l'équipement spécifique, doivent aussi être suivis tout au long de la capture, du transport et de la manipulation des animaux (Cunningham, 1996). Le choix des méthodes de capture à utiliser dans un programme doit ensuite être effectué de façon méticuleuse, selon différents critères (rapidité, efficacité, niveau d'impacts sur l'individu, etc.), afin notamment d'assurer le bien-être animal de l'espèce ciblée. Dans certains cas, les techniques doivent être testées et évaluées avant leur utilisation. Des pièges, des filets et la téléanesthésie sont, entre autres, couramment utilisés pour capturer les animaux en déposant de la

nourriture à un endroit en particulier pour les y attirer. (Méchin, 2012) L'administration d'un tranquillisant avant le déplacement des individus peut aussi permettre de réduire le stress associé à leur transport ou à leur manipulation (Alberts, 2007; Read, Caulkett et McCallister, 2000; Teixeira et al., 2007). Toutefois, il faut savoir que certaines études n'ont pas observé une augmentation du taux de survie des individus associée à cette mesure (Alberts, 2007; Letty et al., 2000). D'autres études évoquent aussi le fait que simplement prodiguer un anesthésiant peut causer du stress aux animaux (Cooper et Morris, 1998; Teixeira et al., 2007)

Ensuite, lorsque l'on capture des espèces nocturnes, il est recommandé de couvrir les pièges (Casper, 2009; Ewen et al., 2012). Des émetteurs externes (p. ex. colliers) peuvent également être installés sur les individus au moment de leur capture, si l'utilisation de ce type d'équipement est prévue dans les activités de suivi. (Ewen et al., 2012) Les animaux peuvent aussi être marqués ou étiquetés, si nécessaire. Des examens de santé peuvent être réalisés et des prélèvements divers peuvent être pris au même moment. (AZA, 1992; Méchin, 2012; Quenette et al., 2006)

Enfin, lors du transport, les animaux sont généralement placés dans des cages ou des bacs qui sont installés dans des véhicules. (Méchin, 2012; Quenette et al., 2006) Il est également recommandé de planifier des itinéraires de transport qui limitent le stress infligé aux animaux (UICN, 1998). Une grande attention aux détails doit aussi être portée à l'égard des conditions de transport des animaux. Par exemple, cela peut impliquer de choisir l'endroit le plus silencieux et avec le moins de vibrations dans le véhicule pour y placer la cage d'un animal, et de garder celle-ci loin des voix humaines et des fluctuations de température. (Armstrong et al., 2015; Ewen et al., 2012) De la nourriture et de l'eau doivent aussi être disponibles pour les longs itinéraires (Fa et al., 2011; Teixeira et al., 2007).

2.14 Libération en douceur

Comme expliqué au chapitre 1, la libération en douceur des individus, par opposition à la libération sans transition, implique la mise en place de « n'importe quelles mesures qui procurent aux animaux une transition plus facile et graduelle à la nature sauvage » (Milliano et al., 2016). Selon plusieurs études, la libération en douceur peut offrir plusieurs bénéfices ayant pour effet d'augmenter la survie chez certaines espèces. En effet, ces études soutiennent que la libération en douceur peut permettre de/d' :

- Réduire le niveau de stress des individus en leur offrant l'opportunité de récupérer de leur transport, de s'acclimater aux conditions locales et de se familiariser avec certains points de repère;
- Renforcer la cohésion des groupes sociaux;
- Éviter que les animaux transférés se dispersent trop rapidement du site de relâchement. (Armstrong et Seddon, 2008; AZA, 1992; Ewen et Armstrong, 2007; Germano et Bishop, 2008; Johnson, 1990; King, 1990; Kleiman, 1989; UICN, 2012; Wallace, 2000)

De plus, le maintien des animaux en conditions de semi-captivité, pouvant faire partie des mesures de libération en douceur, peut aussi être réalisé en les relâchant dans un vaste enclos situé à proximité ou à l'intérieur même du site de relâchement (Sutherland, 2000). Aux bénéfices précédemment mentionnés s'ajoutent alors ceux qui sont spécifiques à cette pratique :

- Formation des groupes sociaux à l'avance et ajustement de la composition des groupes;
- Prolongation de la période de confinement des animaux pendant laquelle les signes cliniques d'infections ou de maladies contagieuses en milieu naturel peuvent être détectés;
- Réduction des contacts entre les animaux transférés et les animaux sauvages ou domestiques, limitant les risques de transmission de maladies;
- Limitation de la manipulation des individus, lorsque nécessaire, si la conception des installations le permet. (Woodford et Rossiter, 1994)

Par contre, cette pratique peut aussi comporter son lot d'impacts négatifs (risque accru de transmission de maladies entre les individus, augmentation du stress par la prolongation du maintien des individus en captivité ou par l'augmentation de la densité de population, dégradation des liens sociaux, dépendance, etc.) (Alberts, 2007; Iverson, Smith et Pieper, 2004; Lacy et Martins, 2003; Razzetti et Scati, 2009; UICN, 2012). Ainsi, bien que plusieurs études suggèrent que la mise en place de mesures spécifiques visant à offrir une période de transition aux individus relâchés pourrait favoriser leur survie, l'opinion par rapport à l'efficacité de cette pratique reste encore mitigée au sein de la communauté scientifique, puisqu'elle n'est pas encore nettement démontrée. (Armstrong et Seddon, 2008).

Quoi qu'il en soit, l'AZA (1992) soutient que, pour des raisons de bien-être animal ainsi que financières, tous les efforts devraient être réalisés pour favoriser la survie des animaux transférés dans la nature. Le stress subi par les animaux devrait, de ce fait, être diminué en appliquant toutes les mesures possibles pour ce faire, telles que par la libération en douceur des individus. Puisqu'un projet de transfert animal implique aussi des investissements importants, tous les moyens devraient être mis en œuvre, afin d'assurer le plus possible la survie des individus, et ainsi la réussite d'un projet, dans une optique de maximiser le rapport coûts-efficacité. (AZA, 1992)

Il est possible de mettre en place diverses mesures pour libérer en douceur les animaux, comme un approvisionnement supplémentaire en abris, en nourriture et en eau, l'administration de soins vétérinaires, un contrôle des prédateurs et un enrichissement environnemental des individus (Milliano et al., 2016; Seddon, 1999; UICN, 2012). Un approvisionnement en abris, en eau et en nourriture (p. ex. à l'endroit de capture et d'examen des individus) aurait d'ailleurs une influence positive sur le succès des transferts pour certaines espèces selon les renseignements fournis par des gestionnaires de programmes (Wolf et al., 1996).

Il faut cependant savoir que l'efficacité de cette pratique est variable d'une espèce à l'autre et il est encore difficile de savoir à quel moment exactement éliminer les mesures de soutien mises en place temporairement dans le cadre d'une libération en douceur (Alberts, 2007; Kleiman, 1989). Notamment, l'étude de Stoinski et Beck (2004) explique que les mesures de libération en douceur peuvent être bénéfiques pour la survie à court terme des individus, mais peuvent ne pas promouvoir leur survie et leur adaptation sur le long terme. Par exemple, l'approvisionnement supplémentaire en nourriture des tamarins lions dorés du programme de réintroduction de 1984 ne favorisait pas toujours le développement de leurs habiletés à rechercher cette ressource (Yeager, 1997). Ainsi, cela laisse supposer qu'il doit y avoir un certain compromis entre les stratégies à court terme visant à maximiser la survie des individus transférés, comme la libération en douceur des animaux, et celles permettant d'assurer le développement naturel des adaptations nécessaires pour la viabilité à long terme des populations transférées (Stoinski et Beck, 2004). L'UICN (2012) indique par ailleurs que les mesures de libération en douceur ont beaucoup de chances de convenir pour des spécimens élevés en captivité, « mais il ne faut jamais supposer qu'elles sont utiles sans disposer de preuves en ce sens ».

2.15 Contrôle de la santé et des risques de maladies

Lors d'un transfert, la présence de maladies peut avoir une influence considérable sur la valeur sélective des individus et, par conséquent, sur le succès d'un programme (Cunningham, 1996; May, 1988; Scott, 1988; Gulland, 1995). Elles peuvent non seulement avoir un impact à l'échelle individuelle, mais aussi à l'échelle d'une population, et même d'une communauté d'espèces (Cunningham, 1996; Lyles et Dobson, 1993). En effet, il existe des risques que les individus transférés transmettent des maladies au sein d'une population existante ou à d'autres espèces, tout comme des risques que d'autres espèces présentes dans le milieu d'arrivée leur en transmettent (Ballou, 1993; Cunningham, 1996; Davidson et Nettles, 1992; Hutchins, Foote et Seal, 1991; Viggers et al. 1993; Woodford et Rossiter, 1993). Ce risque serait d'ailleurs augmenté pour les individus ayant été maintenus en captivité avant leur relâchement (Cunningham, 1996).

Les maladies qui se manifestent dans les projets de transfert animal sont majoritairement causées par des parasites comme des virus, des bactéries, des champignons, des protozoaires et des métazoaires, mais d'autres dangers pour la santé peuvent aussi être provoqués par des agents non infectieux, tels que des toxines et des traumatismes. (Armstrong, Hayward, Moro et Seddon, 2015; Cunningham, 1996) Les parasites représentent d'ailleurs l'une des principales menaces des projets impliquant des espèces dans le domaine de la conservation (Cleaveland, Hess, Dobson et Laurenson, 2002; Cunningham, 1996; Daszak, Cunningham et Hyatt, 2000; Tompkins et Poulin, 2006; Tompkins, White et Boots, 2003).

Les maladies peuvent augmenter la susceptibilité à la prédation et à attraper d'autres maladies, diminuer la capacité de reproduction, causer la mort des individus ou engendrer une combinaison de l'une ou l'autre de ces conséquences (Cunningham, 1996; Gulland, 1995; Scott, 1988). De plus, les maladies peuvent

briser l'organisation sociale de populations, ce qui peut être néfaste pour la pérennité d'une espèce (Ralls et Ballou, 2013). Cela peut aussi compliquer la logistique d'un programme et réduire le support du public envers celui-ci. (Ballou, 1993) L'apparition de maladies chez les animaux peut aussi augmenter les coûts d'un programme, notamment lorsque certaines maladies persistantes, pouvant demeurer latentes pendant de longues périodes, sont présentes dans un milieu. De telles situations peuvent, entre autres, nécessiter le nettoyage ou la démolition d'équipements contaminés, le retrait de sols contaminés et l'euthanasie d'individus. (Snyder et al., 1996)

Divers éléments en lien avec les différentes étapes d'un transfert peuvent provoquer l'apparition de maladies induites par le stress :

- « les conditions et la durée de toute quarantaine;
- les protocoles inadaptés de prévention des maladies;
- la mauvaise conception des conteneurs utilisés pour le transport ou de mauvaise méthode de transport;
- la durée excessive du [transport];
- le manque d'adaptation préalablement au transport accentue le risque de maladies et de mortalité durant le processus de transfert. » (UICN, 2012)

Ces divers éléments doivent donc être considérés dans l'élaboration des protocoles de biosécurité et les mesures les plus appropriées pour limiter le stress des animaux doivent être mises en place.

Étant donné tous ces risques, le contrôle de la santé et des risques de maladies ne doit pas être négligé, car les bénéfices potentiels de programmes peuvent être annulés par tous les impacts négatifs qu'elles peuvent engendrer. (Cunningham, 1996; Munson, 1991; Viggers et al., 1993; Woodford et Rossiter, 1993)

L'implantation de mesures permettant d'évaluer et, lorsque requis, de gérer le risque de maladies, est donc judicieuse pour assurer le succès d'un transfert animal. Pour y parvenir, une biosécurité rigoureuse est impérative durant toute la durée d'un transfert, afin de limiter la transmission de parasites et de maladies entre les animaux et s'assurer qu'ils soient en bonne santé (Black, 1991; Cunningham, 1996; Davidson et Nettles, 1992; UICN, 2012; Viggers et al. 1993; Woodford et Rossiter, 1993; Woodford et Rossiter, 1994).

Voici plusieurs composantes à intégrer dans le volet du contrôle de la santé et des risques de maladies d'un programme de transfert animal, selon Mikota et Aguilar (1996) et Woodford et Rossiter, 1994) :

- Évaluation des tendances de maladies à l'échelle locale et régionale dans le site de relâchement;
- Dépistage des animaux;
 - Examen de l'historique de reproduction et du dossier de santé des individus visés dans le programme de transfert;
 - Examen visuel physique pour détecter des traits comportementaux aberrants ou des signes cliniques pouvant réduire la survie des individus lorsqu'ils seront relâchés dans la nature;
 - Marquage permanent des individus contrôlés;
 - Collection d'échantillons biologiques;
 - Analyse des échantillons par des laboratoires certifiés.
- Contrôle parasitaire;
- Quarantaine;
- Vaccination;
- Formation du personnel;
- Dépistage de la santé du personnel;
- Évaluation des méthodes et des installations d'élevage;
- Tenue des dossiers médicaux;
- Conformité réglementaire;
- Suivi sanitaire et de la mortalité.

Pour assurer un contrôle de la santé et des risques de maladies adéquat, des vétérinaires doivent habituellement d'abord rassembler les connaissances existantes sur les pathogènes communs à l'espèce ciblée. Un protocole de dépistage spécifique doit ensuite être élaboré, en considération des problématiques de maladies associées à des projets de transfert antérieurs en lien avec le taxon de l'espèce ciblée et les exigences nationales en matière de pathogènes. (Woodford et Rossiter, 1994) Viggers et al. (1993) recommande, entre autres, d'effectuer un dépistage des pathogènes connus chez les animaux avant leur relâchement. À cet effet, la mise en quarantaine des animaux avant de les accueillir en captivité, ou avant leur libération dans la nature, peut être une mesure appropriée pour prévenir l'introduction de maladies et pour faire apparaître des infections latentes. En général, une période de quarantaine dure entre 30 jours à 60 jours, mais peut se prolonger davantage si un agent pathogène est détecté chez un individu. (Woodford et Rossier, 1994) Cependant, cette mesure doit être envisagée au cas par cas, car elle peut aussi engendrer, à l'opposé, un stress intolérable chez les individus.

Il est aussi recommandé d'administrer des traitements ou des médicaments (p. ex. vaccins), préalablement au relâchement des animaux, agissant contre les pathogènes communs et contre ceux auxquels ils seront exposés dans la nature. (UICN, 2012) Des évaluations nutritionnelles et des examens physiques peuvent également être réalisés (Mikota et Aguilar, 1996) L'administration de traitements aux animaux sauvages ou domestiques vivant près du site de relâchement peut aussi être parfois recommandée, lorsque des risques

pour la santé de ceux-ci existent (UICN, 1998). Viggers et al. (1993) recommande en outre que les animaux morts en captivité et, si possible, ceux morts dans la nature, soient autopsiés, afin d'identifier les causes de leur mortalité (Mikota et Aguilar, 1996; Viggers et al., 1993).

Les procédures de laboratoires doivent aussi intégrer des vérifications relatives aux anticorps. En effet, la présence d'anticorps spécifiques à un pathogène dans le sérum d'un individu peut signifier qu'il ait été exposé à une infection naturelle par ce pathogène par le passé, ou la possibilité qu'il ait reçu un vaccin précédemment, notamment s'il s'agit d'un individu provenant d'un milieu de captivité. (Woodford et Rossiter, 1994) Cela peut non seulement donner de l'information sur les pathogènes auxquels l'espèce est susceptible d'être exposée à nouveau dans la nature, mais peut aussi permettre d'éviter des coûts pour administrer des vaccins non nécessaires.

Viggers et al. (1993) émet également plusieurs autres recommandations pour réduire les risques de transmission de maladies :

- Maintenir les animaux en captivité le moins longtemps possible;
- Prévenir les contacts (directs et indirects) entre les individus maintenus en captivité et ceux d'autres populations ou d'autres espèces;
- Garder et manipuler les animaux dans des conditions hygiéniques, afin de minimiser les risques que des parasites leur soient transmis par les humains;
- Limiter le transfert de parasites provenant de la nourriture des animaux.

En outre, gérer localement un programme de transfert animal, dans le pays ou la région d'origine de l'espèce ciblée, peut non seulement réduire les risques de transmission de maladies exotiques entre les animaux maintenus en captivité et ceux de populations sauvages, mais aussi diminuer le stress causé par leur transport sur de longues distances (Razetti et Scali, 2009; UICN, 2012; Viggers et al., 1993). De même, cette stratégie peut offrir aux animaux des conditions similaires à celles retrouvées dans le site de relâchement et permettre alors à ceux-ci de développer une immunité envers les pathogènes locaux, avant leur relâchement dans la nature. (Alberts, 2007; Knapp et Hudson, 2004). Woodford et Rossiter (1994) expliquent d'ailleurs qu'un lieu est habituellement « habité » de nombreuses maladies et parasites locaux, parce que les besoins écologiques des pathogènes et leurs vecteurs sont souvent très spécifiques à un site. Ainsi, même les transferts effectués sur de courtes distances peuvent exposer les animaux à des problèmes de maladies imprévisibles (Woodford et Rossiter, 1994).

Dans ce même ordre d'idées, les risques de transmission de maladies sont plus élevés lorsque les individus d'un programme sont exposés à de l'équipement utilisé pour d'autres espèces, tel que dans un parc zoologique. Il est donc recommandé d'isoler les établissements ou d'utiliser de l'équipement spécifique pour

les populations captives. L'accès à ces établissements ou à ces équipements devrait par ailleurs être fermé au public. (Snyder et al., 1996)

Le fait de traiter trop sévèrement tous les pathogènes susceptibles de se retrouver au sein des populations maintenues en captivité peut toutefois être nuisible, car cela peut réduire la capacité des individus à faire face aux pathogènes lorsqu'ils seront relâchés dans la nature (May, 1991; Sarrazin et Legendre, 2000; Viggers et al., 1993). Selon l'UICN (2012), il n'est pas possible, ni souhaitable, que les organismes soient complètement exempts de parasites et de maladies. En effet, il est généralement recommandé de les transférer avec leurs parasites. (UICN, 2012; Viggers et al., 1993) Cela permet d'assurer la préservation à long terme des adaptations nécessaires pour résister à ceux-ci (Frankham et al., 1986; Viggers et al., 1993), et peut aussi favoriser le maintien de la biodiversité des parasites eux-mêmes (Stork et Lyal, 1993; Viggers et al., 1993; Windsor, 1995). Par ailleurs, plusieurs organismes ne sont pathogènes que si certaines conditions spécifiques se manifestent, comme la présence d'autres organismes entraînant des co-infections, des facteurs concomitants ou une propagation entre espèces-hôtes. Le transfert d'une espèce avec ses parasites ne doit toutefois pas être effectué dans le cas où les parasites pourraient être néfastes pour la survie de l'espèce, à la suite de son relâchement. (UICN, 2012) Il est possible de supposer que cela s'applique aussi dans le cas où d'autres espèces présentes dans l'écosystème seraient menacées par ces parasites.

Des pratiques sanitaires adéquates permettant de prévenir la transmission d'agents pathogènes doivent également être mises en place dans les différentes aires d'équipements ou départements d'un programme de transfert animal. Les employés doivent, entre autres, recevoir des formations concernant les protocoles d'hygiène à suivre (propreté, lavage des mains, bains de pieds, etc.). (Mikota et Aguilar, 1996)

Il peut aussi être plus approprié de relâcher les individus dans un habitat où aucun individu sauvage ne se retrouve, afin de limiter les risques de transmission de maladies et de parasites aux animaux sauvages par les populations maintenues en captivité (Kleiman, 1989; Ralls et Ballou, 2013).

2.16 Bien-être des animaux

Outre la transmission de maladies, le stress subi par les individus transférés et affectant leur bien-être, est aussi souvent cité comme l'une des raisons significatives aux échecs des programmes de transfert (Chipman, Slate, Rupprecht et Mendoza, 2008; Dickens, Delehanty et Romero, 2009; Dickens, Delehanty et Romero, 2010; Ewen et al., 2012; Letty et al., 2000; Teixeira et al., 2007). On distingue deux types de stress : le stress aigu et le stress chronique. Le stress aigu résulte d'une situation spécifique, et n'est pas nécessairement nocif pour un individu s'il est de courte durée, car il stimule la sécrétion d'hormones pour aider à gérer un danger imminent. Le stress chronique, quant à lui, résulte d'une exposition prolongée et répétée à des situations, ce qui peut être particulièrement nocif pour un individu. (Moisan et Moal, 2012) De

nombreux scientifiques rapportent d'ailleurs souvent des pertes d'animaux durant les procédures d'un transfert animal en raison du stress chronique subi par ceux-ci (Teixeira et al., 2007). En effet, les individus subissant ce type de stress peuvent voir leur succès reproducteur, leurs réponses immunitaires, leur croissance et leur digestion diminuer, ce qui peut avoir des impacts importants sur leur survie (Shepherdson, 1994; Teixeira et al., 2007). Des comportements défavorables peuvent aussi être observés chez ces individus (Teixeira et al., 2007).

Les individus peuvent notamment souffrir du stress qu'ils subissent lors de leur capture, leur manipulation et leur transport, ainsi que lors de leur hébergement, parce qu'ils sont exposés aux humains qu'ils perçoivent comme des prédateurs et à de nouveaux stimulus inconnus. Ils peuvent aussi subir du stress en raison de leur promiscuité avec d'autres individus étrangers. Ce stress peut être présent jusqu'à leur relâchement en nature, mais aussi un certain temps après leur libération. Il est donc nécessaire d'évaluer quelles méthodes sont les plus appropriées, selon l'espèce ciblée, pour assurer son bien-être au maximum et limiter les souffrances infligées aux individus transférés, et ensuite, mettre en place toutes les mesures possibles pour y arriver. (UICN, 2012)

Les animaux maintenus en captivité peuvent aussi souffrir de stress en raison de différents facteurs en lien avec leur environnement (interactions avec les humains, manque de stimulation, etc.), ce qui peut réduire leur succès reproducteur, ainsi que le développement de leurs comportements sociaux. Des mesures permettant de répondre à ces problématiques doivent donc être mises en place (limitation de l'interaction avec les humains, enrichissement environnemental, etc.). (Shepherdson, 1994)

La figure 2.4 présente les types de stress (stress chronique ou stress aigu) pouvant être subis par les animaux durant les différentes étapes d'un transfert. (Teixeira et al., 2007)

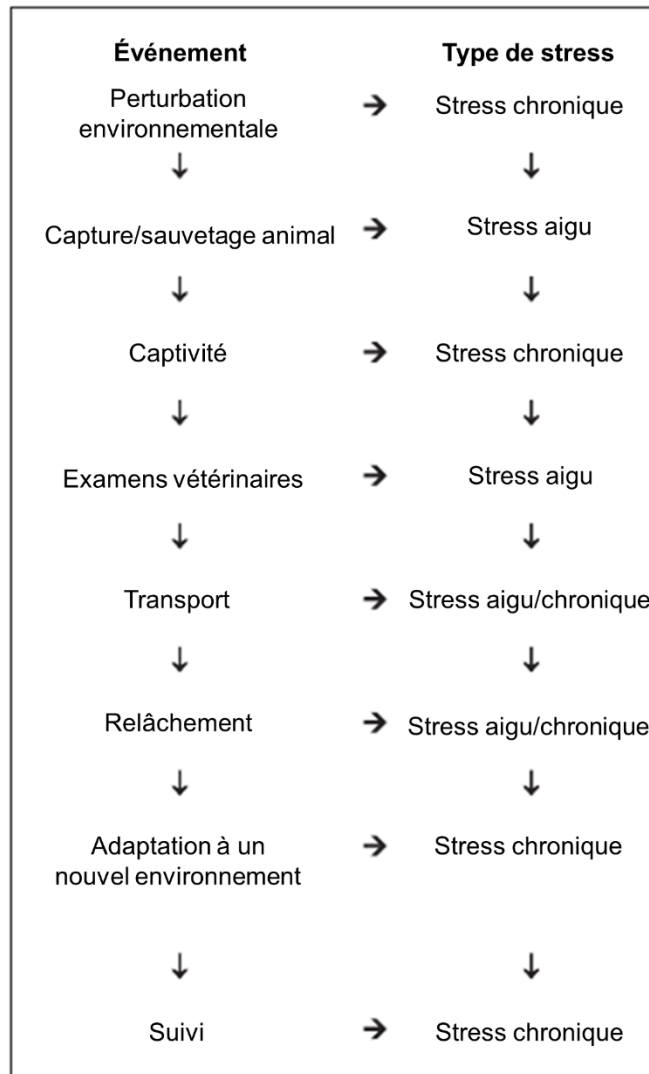


Figure 2.4 Synthèse des événements auxquels les animaux font face dans un programme de transfert et type de stress qui les accompagnent (traduit librement de : Ewen, Armstrong, Parker et Seddon, 2012).

2.17 Suivi après le transfert

Un projet de transfert résulte toujours en des situations imprévisibles, en dépit de toutes les précautions prises. Des adaptations fréquentes sont donc généralement nécessaires pour apporter des corrections selon les résultats obtenus et les situations rencontrées. (UICN, 2012) Pour évaluer ces résultats, des activités de suivi doivent être implantées.

Un des facteurs de succès majeur des programmes de transfert est l'instauration d'activités de suivi et de surveillance à long terme après le relâchement des individus (Estrada, 2014; Lyles et May, 1987; UICN, 1998) Ce suivi peut permettre d'évaluer le succès d'un programme en se basant sur divers critères

quantifiables et précis (taux de croissance, taux de survie, etc.), afin de rectifier rapidement les pratiques au besoin si les résultats escomptés ne sont pas obtenus (Armstrong et al., 2015; Kleiman, 1989; UICN, 2012). Un suivi peut également permettre d'évaluer différentes méthodologies et d'adapter les pratiques de gestion d'un programme en cours d'exécution, surtout en cas d'imprévus, afin d'en maximiser les résultats (Estrada, 2014; Sarrazin et Barbault, 1996; Wakamiya et Roy, 2009). Ce suivi peut aussi permettre d'augmenter l'efficacité des programmes en diminuant les coûts de protocoles inefficaces (Reading et al., 2013). De même, un suivi peut permettre de générer des informations utiles pour d'autres projets futurs de transfert, afin d'en améliorer leur succès éventuel (Armstrong et al., 2015).

2.18 Acceptabilité sociale et support des parties prenantes à long terme

L'acceptabilité sociale et le support des différentes parties prenantes impliquées dans un programme de transfert sont des facteurs cruciaux à son succès qui ne doivent pas être négligés. (Sarrazin et Barbault, 1996; Wolf et al., 1996) Selon l'étude de Ewen et al. (2014), les conflits avec les parties prenantes et le faible support du public représentent les difficultés les plus fréquemment rencontrées par les programmes de transfert, après le manque de personnel, de ressources et de financement. En effet, de nombreuses parties prenantes peuvent être concernées, à des degrés divers, par un programme de transfert animal, notamment parce que les avantages et les inconvénients que comporte un programme peuvent être inégalement distribués entre les multiples acteurs (NSRF, 2014). Elles peuvent avoir des intérêts et des préoccupations différentes, faisant naître des opinions divergentes, mais leur collaboration et l'atteinte d'un consensus entre elles ont des impacts notables sur le succès d'un tel programme (UICN, 2012). Plusieurs acteurs peuvent représenter des décideurs majeurs pour la mise en place d'un programme de transfert, et d'autres peuvent être plutôt impliqués dans la mise en œuvre concrète de ce programme. Chacun a son rôle à jouer, mais la collaboration entre ceux-ci et leur support à l'égard du programme demeurent essentiels (Bourne, s. d.).

Comme l'explique l'UICN (2012), les communautés humaines localisées à l'intérieur ou à proximité d'un lieu où un relâchement est envisagé sont légitimement intéressées par la transfert d'une espèce, étant donné les impacts potentiels qu'elles peuvent subir d'un tel projet (section 1.4). De plus, le déclin d'une espèce est souvent causé par des facteurs anthropiques (p. ex. chasse ou prélèvements excessifs et disparition ou altération de l'habitat) en lien avec les communautés locales (Kleiman, 1989; UICN, 1998). Dans un tel cas, les gestionnaires de programmes doivent faire participer activement les communautés locales au projet dès sa planification, en les considérant comme des collaboratrices plutôt que comme des obstacles (Kleiman, 1989). Également, il faut savoir que si l'extinction d'une espèce dans une région est ancienne et qu'une introduction aux fins de la sauvegarde est envisagée, l'espèce concernée pourrait être inconnue des communautés humaines locales; elles pourraient donc s'opposer à son relâchement. Des actions doivent donc être effectuées longtemps à l'avance, afin de désamorcer de telles attitudes. (UICN, 2012)

Pour accroître l'acceptabilité sociale et le support des parties prenantes envers un projet, et ainsi en augmenter sa faisabilité, un grand nombre d'actions peuvent être mises en œuvre. Par exemple, des activités écotouristiques peuvent être prévues dans un programme de transfert, surtout lorsque l'espèce ciblée est charismatique, afin de créer des activités perçues comme des avantages par les parties prenantes dans la réalisation d'un tel projet. En effet, comme expliqué au chapitre 1, de telles activités peuvent générer des bénéfices sociaux et économiques considérables (offres d'activités récréotouristiques à la population, sensibilisation, revenus, création d'emplois, etc.). Selon Beck et al., 1994, la plupart des programmes à succès fournissent des opportunités d'emplois aux communautés locales des sites où sont menés les programmes, ce qui laisse supposer que cette composante peut être particulièrement importante pour obtenir le support des parties prenantes. De plus, la mise sur pied d'activités de relations publiques et d'éducation dans le cadre d'un programme de transfert peut augmenter la connaissance, la compréhension et éventuellement, le support du public et des dirigeants politiques à long terme, autant à l'échelle locale que nationale, dans ce type de projet (Kleiman, 1989; Reading et al., 1997). De la publicité éducative locale, nationale et internationale peut, entre autres, être prévue dans le cadre d'un programme, afin de sensibiliser la population sur les enjeux existants à l'égard de l'espèce ciblée et ainsi, favoriser l'acceptabilité sociale envers le projet (AZA, 1992). Selon une étude conduite dans les années 1990 par Beck, Rapaport, Price et Wilson (1994), 70 % des projets de transfert considérés comme réussis avaient réalisé, notamment, des activités d'éducation auprès de la communauté dans le cadre de leur programme. Toutefois, comme expliqué par plusieurs études, les activités de relations publiques et d'éducation implantées dans un programme doivent faire plus que seulement fournir de l'information à la population pour générer des impacts positifs, car la connaissance n'est qu'un des facteurs influençant la perception des gens (Reading et al., 1997).

Bien que le transfert d'une espèce puisse générer des bénéfices économiques pour les communautés locales, tels que ceux en lien avec l'industrie écotouristique, il est aussi possible qu'elles subissent des impacts économiques négatifs (sous-section 1.4.2). Il est donc primordial de tenir compte de ces potentielles conséquences négatives pour les parties concernées et de leur opposition résultante, et de mettre en œuvre des actions pour protéger leur économie (p. ex. compensation financière). (UICN, 2012) Cela est particulièrement important, car même des impacts économiques mineurs peuvent engendrer de fortes perceptions négatives de la part des communautés locales (Bourne, s. d.).

2.19 Diffusion des informations

Une diffusion efficace des informations en lien avec un programme de transfert animal est vital, aussi bien pour le programme lui-même qu'à l'échelle collective, et ce, pour plusieurs raisons :

- Elle permet de sensibiliser et de mobiliser les parties prenantes concernées et d'éviter les conflits avec les parties intéressées, tant dans la région d'origine d'une population que dans celle du site de relâchement. Cela permet aussi « [d']instaure[r] un climat de confiance en démontrant que le transfert est réalisé de façon intègre et sans intentions cachées » (UICN, 2012). À l'inverse, il peut être coûteux et néfaste pour la réussite d'un projet d'effectuer des démarches pour réparer rétrospectivement des erreurs de communication (UICN, 2012). Des arguments convaincants concernant les bénéfices potentiels d'un programme peuvent être promus par le biais d'activités de relations publiques, afin d'obtenir le support de diverses parties prenantes (Kleiman, 1989);
- Elle permet d'alimenter les connaissances sur les espèces et d'améliorer la compréhension des projets de transfert. Pour ce faire, il est nécessaire de publier tous les résultats, incluant les négatifs, et les méthodes utilisées dans un projet de transfert, et ce, pour l'ensemble des projets qui se sont soldés par une réussite ou un échec (Bennett et al., 2017; UICN, 2012);
- Elle permet de se conformer aux exigences légales ou contractuelles pouvant être imposées pour la réalisation de tels projets (UICN, 2012);
- Elle peut favoriser le développement d'un réseau de contacts et la création de futures collaborations avec d'autres gestionnaires de programmes existants, ce qui peut être avantageux pour échanger diverses ressources utiles à la réussite d'autres projets de transfert éventuels.

L'échelle des processus de communication et des parties prenantes impliquées dans un projet dépend de la complexité, des risques et des bénéfices présents dans un projet de transfert animal. Par exemple, un projet comportant peu de risques et effectué à l'échelle locale peut ne requérir de consulter que quelques propriétaires et gestionnaires de terres clés, des résidents et des groupes d'intérêt. (NSRF, 2014)

Les méthodologies utilisées et les résultats obtenus lors du projet doivent idéalement être publiés de manière détaillée dans une revue scientifique avec les références mais, minimalement, sur un site web. (Sutherland et al., 2010) Le fait de publier ces informations dans une revue scientifique assure, d'une part, une meilleure qualité de l'information diffusée en raison des évaluations par les pairs qui sont souvent impliquées dans le processus de publication. D'autre part, cela permet de partager plus efficacement l'information auprès d'une large communauté de scientifiques, afin qu'elle puisse en bénéficier pour améliorer le succès de projets ultérieurs. Il est primordial de publier tous les résultats, incluant les résultats négatifs pour les projets, car ce n'est que de cette façon que l'on pourra obtenir une meilleure compréhension des facteurs de succès des projets de transfert et que l'on pourra ainsi améliorer la réussite des projets futurs (Bennett et al., 2017; Sutherland et al., 2010; UICN, 2012).

2.20 Financement

Comme expliqué à la sous-section 1.4.3, des ressources financières suffisantes à long terme sont requises pour assurer la réussite d'un programme de transfert, considérant que ce type de programme est coûteux

et nécessite beaucoup de temps pour fonctionner (Ralls et Ballou, 2013). Selon l'étude de Brichieri-Colombi et Moehrensclager (2016), le financement suffisant est d'ailleurs classé comme le deuxième obstacle le plus important pour la réussite des programmes de transfert selon les gestionnaires de programmes.

Avant de débiter tout transfert animal, le financement pour réaliser les activités essentielles d'un tel projet doit être préalablement garanti, et ce, pour une période de temps adéquate (UICN, 2012). Il est aussi important de sensibiliser les organisations fournissant le financement...

« au fait qu'il est normal d'apporter des changements rationnels à un projet de transfert en cours de réalisation, et que les budgets doivent être suffisamment souples pour prendre en compte les modifications correspondantes » (UICN, 2012).

On regroupe les coûts d'un programme en quatre grandes catégories :

1. Les coûts pour fournir des individus à relâcher;
2. Les coûts pour la préparation du site où sont relâchés les individus;
3. Les coûts pour le transport des individus entre deux sites et leur relâchement;
4. Les coûts de suivi en continu et d'entretien. (Helmstedt et Possingham, 2017; Helmstedt, Possingham, Brennan, Rhodes et Bode, 2014)

Les coûts pour fournir les individus à relâcher incluent, notamment, les coûts de reproduction, d'élevage et de recherche sur les populations sources. Les coûts de préparation du site comprennent l'acquisition du site, si nécessaire, les coûts pour éliminer les menaces responsables de l'extinction ou du déclin de la population, les coûts pour restaurer l'habitat une fois les menaces enrayées et ceux pour la construction des infrastructures de gestion requises pour le maintien du programme (p. ex. technologies pour le suivi des populations de l'espèce). (Kleiman, Price et Beck, 1994; Miller et Hobbs, 2007) Puis, les coûts pour le transport et le relâchement des individus doivent être considérés. Quant aux coûts de suivi en continu et d'entretien, ceux-ci comprennent, entre autres, les coûts de soins vétérinaires et ceux pour la mise à jour des bases de données informatiques. Ils sont souvent plus importants que les coûts initiaux pour l'implantation d'un programme, puisqu'ils se déclinent sur le long terme (Armsworth, Cantú-Salazar, Parnell, Davies et Stoneman, 2011; Fa et al., 2011).

Le financement doit, notamment, permettre de couvrir les dépenses suivantes :

- Salaires des ressources humaines;
- Véhicules, frais de transport et frais d'entretien des véhicules pour le transport des animaux;
- Équipements des enclos des animaux en captivité (aménagements, nourriture, etc.);
- Permis;
- Activités de suivi (équipements et prises de données);
- Pièges ou cages pour capturer les animaux;
- Soins vétérinaires prodigués aux animaux. (Kleiman, 1989)

Comme expliqué à la sous-section 1.4.3, un financement doit aussi être prévu si l'arrêt du projet est nécessaire et s'il faut réparer des dommages générés par celui-ci. Également, si des compensations monétaires sont prévues dans le projet, par exemple dans le cas de dommages aux biens de résidents locaux, ceux-ci doivent aussi être considérés dans le financement requis.

Diverses sources de financement peuvent contribuer à l'implantation d'un programme de transfert animal au Canada, comme des subventions gouvernementales fédérales ou provinciales ou des fonds provenant d'institutions zoologiques qui génèrent des revenus grâce aux droits d'entrée et aux activités de divertissements qu'elles offrent au public. D'autres sources de financement peuvent aussi provenir d'universités, d'organisations non gouvernementales, de particuliers, d'organisations non gouvernementales (ONG) internationales, d'organismes de charité et d'entreprises privées. (Brichieri-Colombi et Moehrensclager, 2016) Voici quelques sources de financement potentielles en matière de transfert animal :

- Fonds pour l'environnement mondial;
- Fonds mondial pour la nature (WWF);
- Fondation de la faune du Québec;
- Fédération canadienne de la faune.

2.21 Calendrier de réalisation

Le temps requis pour la réalisation de projets de transfert sur le long terme peut être très variable, mais selon des statistiques obtenues par Sutton et Lopez (2014), la planification des projets prend en moyenne de 1 à 3 ans, l'approbation des projets (demandes de permis, etc.) prend généralement entre 9 mois et 1 an et la mise en œuvre et le suivi des projets prend plus de 4 ans en moyenne. De plus, selon les résultats de l'étude de Beck et al. (1994), les programmes de transfert animal à succès relâchent des individus sur une période d'environ 12 ans en moyenne.

En ce qui concerne l'approbation des projets, les délais de traitement et les prix pour l'obtention de ces permis, ces autorisations, ces licences et ces certificats peuvent varier et doivent être pris en compte lors de la planification d'un programme de transfert animal. Les délais peuvent notamment s'étendre sur

plusieurs mois, voire même des années, c'est pourquoi les demandes doivent être soumises dès les débuts d'un projet (Sutton et Lopez, 2014).

Par ailleurs, bien que le but ultime d'un transfert animal soit d'obtenir la viabilité et l'autosuffisance des populations d'une espèce à long terme, il se peut que des interventions soient nécessaires à perpétuité pour assurer la pérennité d'une espèce dans certains cas. Cela peut survenir, par exemple, lorsque l'habitat du site de relâchement est limité en superficie et/ou en qualité, mais qu'aucun autre site n'est disponible. Cela peut aussi être nécessaire lorsque l'on doit minimiser continuellement les conflits avec d'autres usages des sols situés à proximité d'un projet de transfert animal. (NSRF, 2014)

2.22 Gestion des programmes

Certains autres facteurs techniques en lien avec la gestion des programmes de transfert peuvent avoir une influence considérable sur le succès d'un programme.

Les contraintes de temps figurent en cinquième position parmi les plus grands obstacles au succès des transferts selon des sondages conduits auprès de divers gestionnaires de programmes. Les contraintes ou complications logistiques font aussi partie de ces obstacles. (Brichieri-Colombi et Moehrensclager, 2016) Selon les résultats de Ewen et al. (2014), près de la moitié des programmes étudiés avaient également rapporté un progrès entravé par un manque de personnel, de ressources ou de financement, compromettant leur succès. Les techniques de gestion d'un programme feraient aussi partie des facteurs déterminants pour le succès d'un programme (Svensson, 2011; Wolf et al., 1996).

2.23 Évaluation du succès d'un programme

Une évaluation objective et bien documentée des résultats est requise pour offrir aux projets ultérieurs de transfert aux fins de la sauvegarde des informations justes et compréhensibles sur lesquelles ils pourront s'appuyer. (UICN, 2012) Pour ce faire, des définitions, des critères et des protocoles comparables doivent idéalement être utilisés, afin de relever des tendances en termes de facteurs de succès et d'échec. Cependant, il faut souligner qu'il existe un manque d'uniformité à travers ces trois éléments associés au succès d'un programme de transfert dans la communauté scientifique à l'heure actuelle (Estrada, 2014; Gusset, 2009; Jachowski et al., 2016).

La grande majorité des études définissent néanmoins le succès d'un transfert comme « la production d'une population sauvage viable et autosuffisante » (Griffith et al., 1989). Par contre, il faut mentionner que des études antérieures ont évalué des programmes comme réussis selon une interprétation erronée de cette définition. En effet, suivant la définition précédemment mentionnée, l'autosuffisance réfère en quelque sorte à une certaine permanence dans le temps; c'est pourquoi le succès doit être évalué sur une échelle de temps à long terme (Estrada, 2014). Or, plusieurs études ont évalué les programmes sur la base de critères

à court terme par le passé et décrété qu'ils étaient une réussite, alors que quelques années plus tard, on assistait à l'extinction des espèces transférées malgré tous les efforts entrepris (Estrada, 2014). Cela témoigne donc du fait que seuls des critères nécessitant un suivi à long terme peuvent réellement permettre de déterminer si une population est viable et autosuffisante (Germano et Bishop, 2008). Le temps nécessaire pour juger du succès d'un programme peut varier de quelques années, pour les espèces à longévité courte (p. ex. grenouilles et poissons), à plusieurs décennies pour les espèces à longévité longue (p. ex. tortues, grands mammifères et perroquets) (Dodd et Seigel, 1991; Razzetti et Scati, 2009). Néanmoins, la définition d'un transfert à succès demeure tout de même vague, entre autres parce qu'il n'est pas clair si celle-ci sous-entend une absence d'intervention humaine à long terme vis-à-vis d'une population animale (Jachowski et al., 2016).

Par ailleurs, il est difficile de déterminer des critères universels pour évaluer le succès de transferts, car l'attribution du succès à un programme est dépendante des buts et des objectifs spécifiques à celui-ci, qui varient grandement d'un programme à un autre (Kleiman, 1989). Il va sans dire que plusieurs programmes de transfert, perçus comme réussis par leurs gestionnaires, n'ont pas nécessairement été évalués selon les mêmes critères et la même définition d'un programme à succès. Malgré tout, il est maintenant reconnu que les standards de critères d'évaluation et de protocoles à utiliser dans les programmes de transfert diffèrent inévitablement entre les programmes, étant donné les différences que l'on retrouve au sein des espèces, comme celles relatives au cycle biologique (âge et taille à maturité, longévité, etc.). Ainsi, la définition d'un programme à succès doit être établie en fonction de plusieurs critères qui tiennent compte des caractéristiques spécifiques à une espèce. (Estrada, 2014)

Ceci étant dit, un programme est généralement considéré comme réussi lorsqu'il rencontre trois critères généraux. D'abord, le succès d'un programme peut être reconnu lorsque les individus conservent leur valeur sélective après leur relâchement en nature, c'est-à-dire lorsque les individus survivent jusqu'à se reproduire et engendrer une descendance qui survit et se reproduit à son tour. Ensuite, un programme peut être considéré comme réussi lorsqu'un niveau de diversité génétique élevé existe au sein des populations d'une espèce. Enfin, un programme peut constituer une réussite lorsque la population atteint une certaine taille idéale, ce qui fait référence à la quantité de temps écoulé à la suite de l'implantation du programme. (Estrada, 2014) Autrement dit, pour être perçue comme un transfert réussi, la population transférée doit avoir une probabilité de persistance élevée, avec un niveau minimum (ou aucune) d'intervention, ce qui nécessite une quantité de temps suffisante pour en faire l'évaluation (Seddon, 1999).

Toutefois, ces critères sont encore peu employés par les conservationnistes pour évaluer les programmes de transfert (Estrada, 2014). En effet, de multiples études ayant évalué des programmes de transfert animal ont identifié de nombreux autres facteurs de succès que ceux mentionnés précédemment. Selon plusieurs d'entre elles, un programme de transfert réussi requiert un taux de survie élevé ou un taux de mortalité faible, ainsi qu'un taux de reproduction élevé pour permettre à une espèce de survivre et de se reproduire

après son relâchement dans la nature (Ewen et al., 2014; Reading et al., 2013). Jachowski et al. (2016) définit quant à lui l'établissement d'une population viable et autosuffisante comme une population stable ou dont les gains (reproduction et immigration) excèdent les pertes (mortalité et émigration). Bien que ces critères ne soient pas nécessairement toujours directement associés à la viabilité et à l'autosuffisance d'une population, ils sont tout de même souvent utilisés pour évaluer le succès de transferts (Wolf et al., 1998).

Voici les critères les plus communément utilisés, selon la littérature scientifique, pour évaluer le succès d'un programme :

- Survie élevée des individus transférés;
- Reproduction élevée des individus transférés;
- Établissement d'une population stable;
- Augmentation de la diversité génétique
- Croissance de la taille de population;
- Croissance de l'aire de répartition;
- Déclassement du statut de conservation provincial d'une espèce;
- Déclassement du statut de conservation national d'une espèce;
- Déclassement du statut de conservation de la Liste rouge de l'UICN. (Brichieri-Colombi et Moehrenschrager, 2016; Ewen et al., 2014)

Sarrazin et Barbault (1996), à partir du travail d'autres auteurs, a quant à lui identifié trois critères précis, différents de ceux précédemment mentionnés, pour attribuer le succès à un transfert animal :

1. L'atteinte de la taille minimale d'une population viable (MVP) (Beck et al., 1994);
2. La reproduction réussie du premier individu né dans la nature (Kleiman et al., 1991);
3. L'atteinte d'un taux de recrutement qui est plus élevé que le taux de mortalité d'adultes pendant trois ans (Clade et Temple, 1995).

Ces trois critères représentent différents stades à travers lesquels une population doit passer avant de devenir viable et autosuffisante dans la nature (Saltz, 1998).

Les cibles quantitatives associées à ces indicateurs de succès peuvent être déterminées par les gestionnaires d'un programme, selon les connaissances existantes relatives aux populations de l'espèce faisant l'objet de programme. Par contre, il est à noter que Brichieri-Colombi et Moehrenschrager (2016) recommandent d'utiliser idéalement, parmi ces critères, le déclassement du statut de conservation de la Liste rouge de l'UICN comme indicateur de succès. En effet, l'utilisation de cet indicateur pourrait, selon eux, permettre de mieux comparer entre eux les projets existants à travers le monde entre eux et ainsi faire preuve d'une meilleure objectivité au niveau de succès accordé à un projet.

Il est à noter que l'utilisation de critères de succès non biologiques, tels que l'augmentation de la conscience ou de l'engagement du public et des parties prenantes locales à l'égard d'un programme de transfert, est également de plus en plus recommandée (Ewen et al., 2014).

Par ailleurs, selon Kleiman (1989) et Sutton et Lopez (2014), les évaluations officielles et récurrentes du succès de projets de transfert doivent idéalement être menées par des autorités externes dans les projets, car le succès perçu par les gestionnaires des projets à l'interne est parfois supérieur au succès évalué de manière formelle, comme en témoignent les résultats de l'étude de Sutton et Lopez (2014).

2.24 Risques

Comme expliqué au chapitre 1 du présent essai, les projets transfert animal comportent plusieurs risques de différentes natures.

Par définition, le risque est une probabilité de voir survenir un événement indésirable, soit un impact négatif associé à la gravité de son impact. (UICN, 2012) Comme expliqué par l'UICN (2012), « [q]uand le risque est élevé, et/ou quand des incertitudes subsistent sur les risques et leurs impacts, il convient de renoncer [au transfert] » (UICN, 2012). Il faut ainsi non seulement évaluer la probabilité que survienne un certain risque, mais aussi sa gravité potentielle si ce risque se produit. Cette évaluation doit, de plus, considérer l'ensemble des sources d'incertitudes, et ce, en les appliquant à une échelle géographique adéquate. (UICN, 2012)

Selon l'UICN (2012), chaque risque pris individuellement augmente habituellement en fonction des paramètres suivants (en ordre décroissant d'importance) :

1. « le temps écoulé depuis une extinction;
 2. l'ampleur des changements écologiques intervenus depuis une extinction;
 3. la dépendance de l'espèce ciblée par rapport à d'autres;
 4. le nombre d'espèces à transférer;
 5. les différences génétiques entre la forme originale et les spécimens transférés;
 6. les impacts négatifs potentiels sur les intérêts des communautés humaines;
 7. la probabilité de conséquences écologiques inacceptables;
 8. la réalisation du transfert à l'intérieur ou à l'extérieur de l'aire de répartition originelle ».
- (UICN, 2012)

De même, le risque total, correspondant à la somme de tous les facteurs de risques distincts identifiés, dépend des facteurs suivants :

- « le nombre de facteurs de risque en présence;
 - les incertitudes liées au déclenchement de chacun des facteurs de risque;
 - les incertitudes liées à la gravité de leur impact;
 - l'ignorance d'autres facteurs de risque possibles;
 - le degré de compétence des responsables de la réalisation;
 - l'effet cumulé de tous les risques avérés;
 - l'ampleur des interactions entre ces divers risques ».
- (UICN, 2012)

De plus, les introductions d'espèce en dehors de leur aire de répartition d'origine provoquent souvent des impacts écologiques, sociaux et économiques très négatifs qui sont difficiles à prévoir et qui « ne deviennent généralement manifestes que très longtemps après l'introduction » (UICN, 2012). « [L]e manque de certitudes sur les relations écologiques et l'incapacité à prédire les résultats écologiques » (UICN, 2012), de même que les nombreux cas d'introduction d'espèces qui sont devenues envahissantes et qui ont entraîné des conséquences négatives considérables sur les écosystèmes et sur les intérêts économiques des humains, témoignent des risques liés à cette pratique (UICN, 2012). Des risques additionnels importants et difficiles à prédire sont donc impliqués dans l'introduction d'une espèce. Compte tenu de cela, il est fondamental de posséder un niveau de certitude le plus élevé possible sur les impacts prévisibles, incluant ceux à long terme, pouvant être occasionnés par l'introduction d'une espèce à un site donné, avant de l'exécuter. (UICN, 2012)

Les sous-sections 2.24.1 à 2.24.7 présentent les principaux types de risques impliqués dans le transfert d'une espèce, qui se divisent comme suit :

- Risques pour les populations sources;
- Risques écologiques;
- Risques de maladies;
- Risques d'invasions collatérales;
- Risques génétiques;
- Risques socioéconomiques;
- Risques financiers.

2.24.1 Risques pour les populations sources

Les risques en lien avec le prélèvement d'individus dans les populations sources, qu'il s'agisse de populations sauvages ou élevées en captivité, doivent être évalués préalablement au transfert. Si le prélèvement d'individus affecte la viabilité à court terme d'une population, il faut que les bénéfices pour la viabilité de la population dans le site de relâchement compensent les dommages causés à la population d'origine. (UICN, 2012)

2.24.2 Risques écologiques

Une espèce transférée peut entraîner des répercussions négatives sur d'autres espèces présentes dans son site de relâchement et sur les processus écologiques existants dans l'écosystème. De même, le prélèvement d'individus dans une population sauvage peut avoir des conséquences écologiques négatives sur les communautés d'espèces qui lui sont associées ou qui en dépendent. (UICN, 2012)

Comme expliqué à la sous-section 1.4.1, différents processus écologiques peuvent être affectés par l'arrivée des organismes transférés, qu'ils soient souhaitables ou indésirables et intentionnels ou

involontaires. Il faut donc en tenir compte dans l'évaluation des risques. (UICN, 2012) Les processus pouvant être touchés au niveau des espèces/population ou de la structure des écosystèmes sont notamment les suivants :

- Concurrence interspécifique;
- Prédation;
- Hybridation (intra et interspécifique);
- Transmission de maladies (pathogènes ou vecteur/réservoir);
- Parasitisme;
- Pâturage/brouillage;
- Enracinement/creusement;
- Piétinement;
- Interaction avec les espèces envahissantes;
- Introduction d'agents pathogènes pour la même espèce, d'autres espèces ou les êtres humains;
- Etc. (UICN, 2012)

Les processus écologiques pouvant être affectés par les individus transférés au niveau du fonctionnement des écosystèmes sont, entre autres, les suivants :

- « Hydrologie;
- Régimes nutritifs;
- Réseaux alimentaires;
- Communautés benthiques naturelles;
- Remplacement complet ou la perte d'habitat;
- Perturbations physiques;
- Régime des incendies;
- Modes de succession;
- Attributs du sol, y compris l'érosion, l'accrétion et la structure. » (UICN, 2012)

En outre, des dommages à l'environnement peuvent être causés par les intervenants participant au relâchement et au suivi des animaux sur le terrain (piétinement, érosion des sols, dommages aux végétaux, etc.); c'est pourquoi des mesures doivent être prises pour atténuer ces risques.

2.24.3 Risques de maladies

Il existe plusieurs risques de transmission de maladies relatives à un programme de transfert animal. Parmi ceux-ci, on retrouve :

- les risques que des animaux provenant du site source transportent des agents pathogènes dans le site de relâchement;

- les risques que les animaux transférés transmettent des maladies à une ou plusieurs espèces sauvages ou domestiques ou aux humains dans le site de relâchement;
- les risques que des espèces sauvages ou domestiques ou les humains présents dans le site de relâchement transmettent des maladies aux animaux transférés;
- les risques que des conséquences écologiques et économiques soient causées par les animaux transférés pouvant transporter des agents pathogènes au site de relâchement. (Mackintosh et al., 2002)

Il est à noter que le risque de transmission de maladies est plus important en présence de certains outils de gestion, comme des postes d'alimentation où peuvent se réunir les individus relâchés ou sauvages (UICN, 2012).

L'UICN (2012) mentionne que l'évaluation des risques doit « se concentrer sur les pathogènes connus du stock transféré qui sont susceptibles d'avoir des effets indésirables sur d'autres organismes dans le site de relâchement ». Il est à noter qu'un risque important existe, entre autres, vis-à-vis des agents pathogènes généralistes sans antécédents connus dans le site de relâchement (UICN, 2012). Des informations sur les agents pathogènes présents dans le site source d'organismes prélevés, ainsi que dans le site de relâchement des individus transférés, tout comme des informations relatives aux mécanismes de transmission de ces pathogènes, leur transport et les mesures de quarantaine appropriées, doivent être collectées pour l'évaluation des risques de maladies. Tous les risques pour la santé doivent ensuite être listés en tenant compte de ces informations. (Mackintosh et al., 2002) Selon Woodford et Rossiter (1994), cette évaluation doit être réalisée par des biologistes de la faune et des conseillers vétérinaires.

Néanmoins, comme l'indique l'UICN (2012), lorsque l'on prend des précautions raisonnables et que l'on emploie des mesures appropriées pour prévenir des maladies et limiter le stress des animaux, un transfert est rarement déclaré irréalisable sur la seule base de maladies ou de parasites.

2.24.4 Risques d'invasions collatérales

Les risques d'invasion collatérale représentent les risques que l'espèce cible soit transférée avec d'autres espèces potentiellement envahissantes de manière accidentelle, pouvant compromettre le maintien d'autres espèces et d'habitats. Ces risques doivent donc être évalués et des protocoles de biosécurité en conséquence doivent être mis en place pour les limiter. (UICN, 2012)

2.24.5 Risques génétiques

Lorsqu'on exécute un renforcement, les individus transférés et ceux déjà présents sur le site de relâchement peuvent se reproduire ensemble. Toutefois, lorsque la population transférée est moins bien adaptée au site de relâchement, il est possible que cette hybridation intraspécifique fasse en sorte que la valeur adaptative

globale des descendants diminue par rapport aux générations précédentes. L'espèce transférée et une espèce étroitement apparentée présente dans le site de relâchement peuvent aussi se reproduire et menacer l'intégrité génétique ou le caractère distinctif des populations locales, et même provoquer l'extinction de l'espèce locale.

L'ensemble de ces risques doit donc être évalué avant la réalisation d'un projet de transfert. (UICN, 2012) Pour ce faire, des études génétiques peuvent être réalisées pour comparer la génétique des populations sauvages et celle de la population à transférer (voir section 2.8).

2.24.6 Risques socioéconomiques

Comme expliqué à la sous-section 1.4.2, divers risques pour les populations humaines et leurs activités économiques existent lors du transfert d'une espèce : atteinte à la sécurité humaine (attaques physiques et accidents impliquant des automobiles, etc.), dommages matériels, transmission de maladies aux humains, pertes de cultures et d'élevage, réduction de services écosystémiques (filtration de l'eau, lutte contre l'érosion, pollinisation, etc.), etc. Ces risques doivent donc être évalués adéquatement en amont d'un projet, et les mesures pour les limiter doivent être mises en place.

2.24.7 Risques financiers

Comme expliqué à la sous-section 1.4.3, un financement suffisant doit, d'une part, être assuré pour toute la durée d'un projet de transfert et, d'autre part, prévoir le cas où un transfert doit être arrêté ou si des individus causent des dommages qui doivent être réparés. De plus, si des mesures correctives doivent être mises en place pour réparer des dommages, des montants élevés peuvent devoir être déboursés. Ainsi, des risques financiers importants peuvent être impliqués dans un projet; c'est pourquoi ils doivent être évalués. (UICN, 2012)

2.25 Faisabilité

Les projets de transfert animal peuvent présenter plusieurs contraintes sur les plans écologique, social et financier. L'étude de faisabilité permet de les évaluer en détail. Les sous-sections 2.25.1 à 2.25.3 se divisent comme suit :

- Faisabilité écologique;
- Faisabilité sociale;
- Faisabilité financière.

2.25.1 Faisabilité écologique

Plusieurs facteurs incontournables influencent la faisabilité écologique d'un programme, puisqu'ils sont essentiels à sa mise en œuvre. Cette sous-section présente ces facteurs.

Connaissances

Pour évaluer la faisabilité écologique d'un projet, il est nécessaire de s'assurer que le projet puisse répondre à l'ensemble des besoins biologiques et écologiques essentiels de l'espèce ciblée à long terme, sans quoi l'établissement d'une population viable et autosuffisante ne peut être possible et donc, la réussite de son transfert non plus. (UICN, 2012) Pour ce faire, une connaissance suffisante de la biologie et de l'écologie de l'espèce est impérative. S'il n'est pas possible d'acquérir suffisamment de connaissances, la faisabilité écologique du projet ne peut être assurée. Il est donc fondamental d'évaluer ce niveau de connaissances dans l'étude de faisabilité.

Habitat

Plusieurs éléments relatifs à l'habitat d'une espèce sont à considérer pour s'assurer de la faisabilité d'un transfert. Il est primordial que le relâchement d'une espèce soit effectué dans un habitat approprié pour celle-ci, c'est-à-dire dans un habitat d'une qualité suffisante pour répondre à tous ses besoins essentiels dans l'espace et dans le temps. Il faut donc évaluer la faisabilité à ce que le site envisagé pour le relâchement d'une espèce puisse répondre à tous ces besoins (voir section 2.5).

Climat

Comme mentionné par l'UICN (2012), le climat du site où une espèce est relâchée doit être approprié pour cette dernière dans un avenir prévisible. Autrement dit, le site de relâchement doit offrir un climat favorable à la survie de l'espèce à long terme. Il est donc nécessaire d'évaluer les conditions climatiques actuelles et futures du site prévu pour le relâchement d'une espèce avant son transfert, afin d'évaluer la faisabilité écologique du projet. (UICN, 2012)

Pour ce faire, les exigences climatiques d'une espèce « peuvent être déterminées en mesurant les principaux paramètres climatiques de l'aire de répartition actuelle » de l'espèce en question (UICN, 2012), à condition que des congénères y soient toujours présents. La mesure des paramètres doit être effectuée de sorte à déterminer l'ampleur des variations climatiques tolérées par une espèce. Des modélisations du climat peuvent ensuite être réalisées, afin d'estimer les probabilités que les conditions climatiques d'un site évoluent au-delà des limites tolérables pour l'espèce, permettant alors d'identifier les milieux adaptés à celle-ci dans le futur (voir section 2.7 pour la méthodologie).

Il est cependant à noter que cette méthode peut aussi aboutir à une sous-estimation des conditions climatiques potentiellement favorables pour une espèce lorsque la superficie de son aire de répartition résiduelle est très restreinte (UICN, 2012).

Fondateurs

Les fondateurs d'une population faisant l'objet d'un transfert peuvent provenir d'élevages en captivité ou de populations existantes dans la nature. Le choix des fondateurs doit toutefois permettre d'assurer la survie des populations transférées tout comme celles des populations sources, ainsi que celles des autres espèces présentes dans un écosystème, pour considérer le transfert faisable écologiquement. (UICN, 2012) En effet, des phénomènes d'hybridation intraspécifique et interspécifique peuvent survenir lorsque des individus sont transférés dans un milieu; c'est pourquoi il faut en tenir compte.

La faisabilité à entreprendre le transfert d'une espèce dépend, notamment, de la disponibilité des individus pouvant constituer des fondateurs dans le cadre d'un projet, ainsi que de leur génotype. Ces aspects doivent donc être évalués méticuleusement dans le cadre d'une étude de faisabilité écologique. (UICN, 2012)

Des espèces ou des sous-espèces similaires écologiquement ou apparentées peuvent également être ciblées dans le cas d'un projet de remplacement écologique. Leur proximité phylogénétique et leurs similitudes avec l'espèce disparue en termes d'écologie et de comportements doivent être évaluées, afin d'évaluer la faisabilité écologique du projet.

Bien-être animal

Pour assurer le bien-être des animaux transférés, il faut mettre en place toutes les mesures possibles pour limiter le stress et les souffrances des individus transférés; c'est pourquoi ces mesures doivent être évaluées dans l'étude de faisabilité écologique. (UICN, 2012)

Pathologies

Pour s'assurer de la faisabilité d'un transfert, il est nécessaire de déterminer si l'espèce peut faire face aux risques de maladies identifiés dans l'évaluation des risques et s'il est possible de les atténuer. Dans le cas contraire, la faisabilité du projet sur le plan écologique ne peut être assurée. (UICN, 2012)

2.25.2 Faisabilité sociale

L'acceptabilité sociale à long terme vis-à-vis d'un projet de transfert doit être positive, afin de le considérer comme faisable sur le plan social. Notamment, pour qu'un projet soit faisable socialement, il ne devrait pas engendrer d'impacts négatifs majeurs sur les collectivités locales (Bourne, s. d.). Si de tels impacts existent, des actions permettant de les éliminer ou de les atténuer suffisamment doivent être prévues pour considérer un projet de la sorte comme faisable.

2.25.3 Faisabilité financière

Le transfert d'une espèce implique des contraintes financières devant être prises en compte dans la faisabilité d'un projet (UICN, 2012).

Comme expliqué à la section 2.20, un financement suffisant pour l'ensemble des activités essentielles d'un projet de transfert doit être garanti dès les débuts du projet, et ce, pour une période de temps adéquate. Ce financement doit aussi être relativement flexible, car un projet de transfert nécessite toujours des modifications au fur et à mesure de sa réalisation. La faisabilité financière d'un projet dépend donc de la garantie de son financement, mais aussi, de la flexibilité des financeurs.

2.26 Facteurs critiques

Plusieurs facteurs critiques pour le succès de programmes de transfert animal ont été rapportés dans la littérature scientifique. Il peut s'agir de facteurs biologiques ou non biologiques représentant des facteurs d'échec, des obstacles ou des freins au succès des programmes. Il est donc important de porter une grande attention à ces derniers.

Selon Wolf et al. (1996), les échecs que vivent les programmes de transfert seraient causés principalement par un habitat de faible qualité, le fait que la source du déclin d'une espèce n'ait pas été éliminée, la prédation des individus transférés, un nombre d'individus relâchés insuffisant, des caractéristiques comportementales spécifiques à l'espèce et des événements environnementaux aléatoires, tels que des catastrophes naturelles.

Toutefois, selon des sondages recueillis auprès de gestionnaires de programmes par Brichieri-Colombi et Moehrensclager (2016), les obstacles majeurs au succès des programmes sont, en ordre décroissant d'importance, les suivants :

1. La mortalité animale (incluant la prédation et la chasse);
2. Les finances;
3. Les dispersions du site de relâchement;
4. Des facteurs politiques;
5. Des contraintes de temps.

La même étude a aussi rapporté d'autres obstacles communs au succès des transferts animaux identifiés par les gestionnaires de programmes, comme la compétition avec des espèces envahissantes, la faible qualité de l'habitat sur le site de relâchement, des événements environnementaux aléatoires, des contraintes ou des complications logistiques (transport des animaux, matériel de suivi défectueux, etc.), des pratiques de gestion inefficaces et une faible planification. L'opposition de la communauté, le manque

d'infrastructures et les maladies feraient aussi partie des obstacles les plus fréquemment soulevés par les gestionnaires de programmes. (Brichieri-Colombi et Moehrensclager, 2016)

Ewen et al. (2014) a également identifié les difficultés majeures les plus rencontrées par 40 programmes de transfert animal publiés dans les ouvrages du RSG. Voici la liste des difficultés les plus fréquemment rencontrées par les gestionnaires de programmes (en ordre décroissant d'importance) :

1. Progrès entravés par le manque de personnel/ressources/financement;
2. Conflits avec d'autres parties prenantes et/ou faible support du public;
3. Difficultés en lien avec le suivi après le relâchement des animaux;
4. Ampleur de la dégradation de l'habitat et disponibilité limitée de sites de relâchement;
5. Menaces envers l'espèce toujours présentes sur le site de relâchement;
6. Difficultés à évaluer le statut des maladies et de nouvelles maladies;
7. Délais longs et/ou petite taille d'échantillon qui entravent les décisions;
8. Succès faible des populations captives (à l'établissement, lors de la mise en œuvre et au relâchement);
9. Manque de données de base sur l'écologie, les besoins et les menaces des espèces;
10. Problèmes génétiques (provenance ou diversité génétique);
11. Obtention de permis.

3. MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE POUR LA RÉALISATION D'UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES À SUCCÈS AU CANADA

Pour transférer des espèces animales terrestres avec succès, il importe de suivre une certaine méthodologie basée sur les facteurs de succès et d'échec relevés dans les projets de transfert antérieurs. Toutefois, plusieurs étapes de la méthodologie peuvent varier d'un projet à l'autre en fonction de nombreux facteurs, tels que les espèces ciblées. Ainsi, il n'existe pas qu'une seule méthodologie à employer pour réaliser de tels projets, et des approches au cas par cas doivent être préconisées sur certains aspects.

Le chapitre 3 s'efforce malgré tout de présenter de manière détaillée les pratiques les plus recommandées pour réaliser des projets de transferts animaux terrestres à succès au Canada, sous forme d'une méthodologie générale. Cette méthodologie est grandement inspirée du document conçu par un groupe d'experts en matière de transfert animal, le RSG de l'UICN, nommé *Lignes directrices de l'UICN sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde* (2012) (*Species Survival Commission Guidelines on the Use of Ex situ Management for Species Conservation*, 2013, en anglais). En effet, ce document de référence est l'un des seuls présentant une marche à suivre plutôt exhaustive, avec des étapes clairement définies dans un certain ordre logique. La méthodologie proposée dans cet essai est toutefois basée également sur de nombreuses autres sources scientifiques, apportant davantage de nuances dans la manière de mettre en œuvre les différentes approches, et explique de manière plus détaillée toutes les étapes à effectuer pour réaliser un projet de transfert à succès. De plus, le chapitre 3 contient plusieurs références au chapitre 2 du présent essai. Le lecteur est donc invité, à plusieurs reprises, à consulter les sections du chapitre 2 indiquées, afin d'obtenir plus de détails.

La méthodologie est divisée en quatre grandes étapes, qui correspondent aux sections suivantes :

- Section 3.1 Conception et planification
- Section 3.2 Mise en œuvre du programme
- Section 3.3 Suivi
- Section 3.4 Processus transversaux

Chacune de ces sections comprend elle-même plusieurs sous-étapes expliquant les méthodes à employer pour les réaliser. Un schéma illustrant l'ordre de réalisation des différentes étapes de la méthodologie est présenté à la figure 3.1 de l'essai.

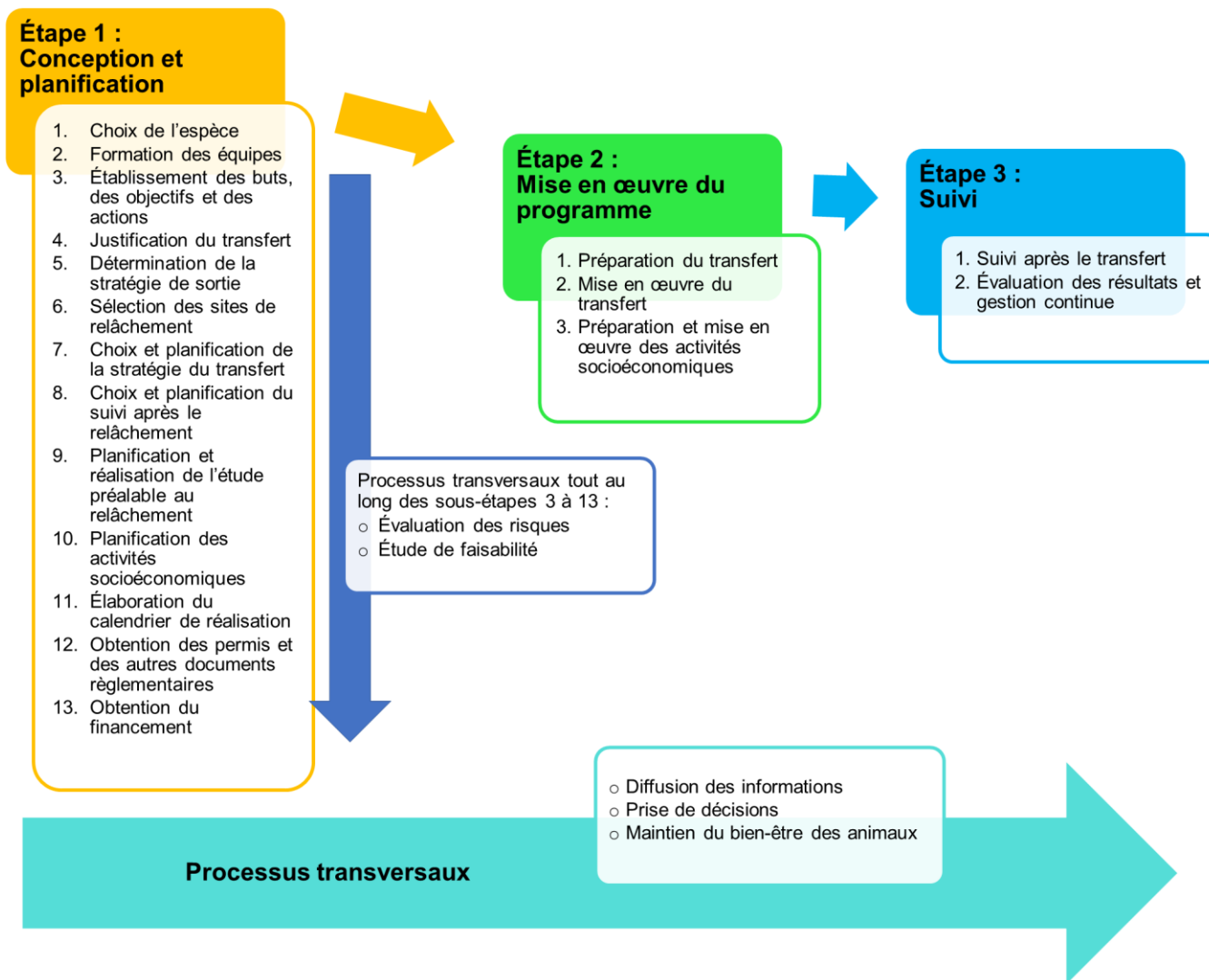


Figure 3.1 Schéma des étapes et des sous-étapes de la méthodologie pour la réalisation de projets de transfert animal

3.1 Conception et planification

La conception d'un programme de transfert animal nécessite de prendre plusieurs décisions par rapport à de nombreux aspects. Or, les programmes de transfert les mieux réussis sont souvent ceux qui sont planifiés minutieusement; c'est pourquoi il est important de ne pas négliger cette étape (Armstrong et al., 2015).

Cette section décrit l'ensemble des sous-étapes devant être effectuées spécifiquement lors de la conception et de la planification du programme. Elle se divise comme suit :

- Sous-section 3.1.1 Choix de l'espèce
- Sous-section 3.1.2 Formation des équipes
- Sous-section 3.1.3 Établissement des buts, des objectifs et des actions
- Sous-section 3.1.4 Justification du transfert
- Sous-section 3.1.5 Détermination de la stratégie de sortie
- Sous-section 3.1.6 Sélection des sites de relâchement
- Sous-section 3.1.7 Choix et planification de la stratégie de transfert
- Sous-section 3.1.8 Choix et planification du suivi après le relâchement
- Sous-section 3.1.9 Planification et réalisation de l'étude préalable au relâchement
- Sous-section 3.1.10 Planification des activités socioéconomiques
- Sous-section 3.1.11 Élaboration du calendrier de réalisation
- Sous-section 3.1.12 Obtention des permis et autres documents légaux
- Sous-section 3.1.13 Obtention du financement

Il est à noter que l'ordre des sous-étapes peut différer quelque peu d'un projet à l'autre, mais doit s'apparenter sensiblement à ce qui est proposé dans la présente section. De plus, certaines de ces sous-étapes peuvent se chevaucher lors de la réalisation d'un programme et s'influencer les unes les autres, même rétroactivement. Il s'agit donc d'une méthodologie relativement organique.

3.1.1 Choix de l'espèce

Le choix d'une espèce peut avoir une influence considérable sur le succès d'un projet. Ce choix devrait être déterminé prioritairement en fonction du niveau de précarité de l'espèce, mais aussi selon les prédispositions biologiques qu'elle peut présenter et l'acceptabilité sociale à l'égard de son transfert. Les différents facteurs à considérer pour le choix de l'espèce ciblée dans un programme de transfert sont décrits à la section 2.1 de cet essai.

Pour effectuer un choix éclairé, il est nécessaire d'avoir une connaissance suffisante de la biologie et de l'écologie de l'espèce ciblée. Pour réaliser cette recherche, diverses sources d'information peuvent être consultées. Celles-ci sont présentées à la section 2.7 de l'essai.

3.1.2 Formation des équipes

Dès la planification d'un projet de transfert, des équipes de travail doivent être formées. Pour ce faire, les besoins en termes d'expertise et de nombre de ressources humaines doivent d'abord être évalués. Une fois ceux-ci déterminés, il faut embaucher le personnel nécessaire pour réaliser le projet, du moins les premières étapes de celui-ci. Certaines personnes peuvent être embauchées un peu plus tard, selon les besoins et si un manque de personnel est observé à certaines étapes.

Comme expliqué à la section 2.2, il est recommandé de former trois équipes principales dans le projet. La première doit consister en une équipe multidisciplinaire composée de personnes ayant des connaissances et des compétences sur les différents aspects (biologiques, éthologiques, génétiques, vétérinaires, sociaux, financiers, etc.) du programme de transfert en question. Ils doivent également posséder plusieurs autres qualités personnelles et professionnelles décrites en détail à la section 2.2.

La deuxième équipe devant être formée doit, quant à elle, consister en un réseau de personnes et d'organisations représentant les besoins, les intérêts et les préoccupations socioéconomiques, politiques et légaux des diverses parties prenantes concernées par le programme de transfert (voir section 2.2).

Il est aussi recommandé de former une troisième équipe spéciale, ayant pour rôle d'assurer une communication rapide et efficace avec les différents acteurs concernés lors de problèmes (p. ex. avertir les gestionnaires d'un programme ou des fonctionnaires municipaux et rassurer des parties prenantes). Il est conseillé de nommer un porte-parole, au sein de cette équipe, responsable des communications pour certaines informations, par exemple, pour parler aux journalistes, aux législateurs et aux financeurs (voir section 2.2).

Ensuite, les autorités et les responsabilités de chaque intervenant de ces équipes, pour l'ensemble des aspects d'un programme de transfert animal, doivent être définies et communiquées de manière claire aux personnes concernées.

Enfin, les responsables d'un programme doivent veiller au maintien des efforts de travail tout au long de celui-ci, particulièrement lors des changements de personnel, et ce, à travers les années.

3.1.3 Établissement des buts, des objectifs et des actions

Des buts, des objectifs et des actions doivent être clairement définis dès la conception et la planification d'un projet de transfert. Toutes les décisions devant être prises lors du projet doivent ensuite considérer ces buts et ces objectifs. Les actions devant être établies représentent essentiellement les étapes de la méthodologie pour atteindre les objectifs définis.

Les buts, objectifs et actions doivent être déterminés en fonction de divers facteurs, tels que les caractéristiques biologiques et écologiques de l'espèce et sa démographie actuelle, mais aussi selon les intérêts des gestionnaires de programmes. Des exemples de buts, d'objectifs et d'actions sont présentés à la section 2.3 de cet essai.

3.1.4 Justification du transfert

Le transfert d'espèces animales peut être une mesure de sauvegarde efficace, mais son utilisation comporte son lot de risques sur les plans écologique, social et économique. Par conséquent, il convient de justifier l'utilisation de cet outil de façon rigoureuse, que ce soit pour l'employer de manière isolée ou en la combinant avec d'autres solutions. (UICN, 2012)

La présente sous-section décrit les différentes sous-étapes pour la détermination de l'acceptabilité du transfert d'une espèce, soit l'évaluation et l'élimination des causes de déclin et des menaces, la considération des alternatives et l'identification des avantages et des inconvénients du projet.

Identification et élimination des causes de déclin et des menaces

L'identification et l'élimination ou l'atténuation suffisante des causes de déclin d'une espèce doivent être assurées pour considérer le transfert de l'espèce choisie comme justifiable (UICN, 2012).

Pour identifier les causes de déclin d'une espèce, il faut partir de diverses hypothèses et les vérifier sur la base des faits disponibles. Pour ce faire, des recherches historiques doivent être effectuées. Toutefois, si des incertitudes subsistent sur les causes potentielles du déclin d'une espèce, une approche expérimentale peut être préconisée pour la mise en œuvre d'un transfert. En effet, des essais à petite échelle peuvent permettre de mieux cerner les causes du déclin, afin de pouvoir les éliminer et améliorer les mesures devant être mises en place pour assurer la réussite du transfert. (UICN, 2012)

De plus, les menaces actuelles envers la survie de l'espèce, durant toutes les périodes de l'année, doivent être identifiées selon une échelle géographique appropriée et en considérant ses caractéristiques biologiques et son cycle de vie (UICN, 2012).

Une fois toutes les menaces directes et indirectes pouvant nuire au rétablissement de l'espèce ou de la fonction écologique listées, il faut déterminer les mesures permettant de les limiter ou de les éviter.

Considération des alternatives

Puisque le transfert d'espèces englobe plusieurs risques, il est généralement recommandé d'envisager l'emploi de cette pratique en dernier recours seulement, ou en association avec d'autres solutions (Estrada, 2014; Fischer et Lindenmayer, 2000; *The Scottish Code for Conservation Translocations*, 2014; UICN, 2012). Une fois les causes de déclin et les menaces envers l'espèce identifiées et les mesures nécessaires pour les enrayer déterminées, il convient de se demander quelle(s) solution(s) parmi les suivantes pourrait(ent) être la(les) plus adéquate(s) pour assurer la conservation subséquente de l'espèce :

1. « L'augmentation de l'habitat disponible par la restauration, la connectivité, la création de couloirs ou la protection de l'habitat (solutions territoriales);
2. L'amélioration de la viabilité des populations existantes grâce à des interventions de gestion comme la lutte contre les agents pathogènes, les prédateurs ou les espèces exotiques envahissantes, l'apport de nourriture, la reproduction assistée ou l'installation de clôtures de protection (solutions axées sur les espèces);
3. Divers outils, y compris la création d'aires protégées, les changements dans la législation ou la réglementation, l'éducation du public, la conservation par les communautés locales, les incitations financières ou les indemnisations pour promouvoir la viabilité des populations sauvages peuvent être utiles, soit isolément, soit associés aux solutions territoriales ou axées sur les espèces (solutions sociales/indirectes);
4. Ne rien faire : l'inaction en faveur d'une espèce rare ou en déclin risque parfois moins de la menacer d'extinction que les solutions alternatives, et l'espèce ciblée pourrait s'adapter naturellement sur place ou adapter son aire de répartition sans aucune intervention humaine (pas d'action) » (UICN, 2012)

Pour ce faire, une évaluation préliminaire de l'efficacité et/ou de la pertinence de chacune des méthodes pour conserver l'espèce en question doit être effectuée. Celle-ci permettra de déterminer quelle mesure est la plus appropriée pour atteindre le but recherché, sachant que le transfert d'espèces est généralement choisie lorsqu'une espèce est en situation particulièrement critique ou que toutes les autres solutions se sont avérées insuffisantes pour conserver l'espèce.

Avantages, inconvénients, opportunités et contraintes

L'identification des avantages, des inconvénients, des opportunités et des contraintes potentiels à la réalisation d'un transfert doit aussi être effectué pour vérifier si cette pratique est acceptable, en considérant les aspects écologiques, sociaux et économiques impliqués dans le projet. (UICN, 2012) Pour identifier les inconvénients d'un projet, une évaluation des risques doit, notamment, être réalisée et pour identifier les contraintes, une étude de faisabilité doit être réalisée. Ces deux démarches doivent donc être réalisées parallèlement à la sous-étape de la détermination de l'acceptabilité du transfert et durant plusieurs autres sous-étapes de la conception et de la planification du projet. Elles seront donc abordées plus en détail aux sous-sections 3.4.1 et 3.4.2 du présent essai.

3.1.5 Détermination de la stratégie de sortie

Comme expliqué par l'UICN (2012), il est possible qu'un transfert d'espèce ne se déroule pas comme prévu et que l'on doive abandonner la poursuite du projet. En effet, « il arrive que l'on ne puisse plus justifier d'investir des moyens supplémentaires, malgré toutes les adaptations préalables qui auraient été apportées » (UICN, 2012). L'arrêt ou la suspension d'un projet peut notamment survenir lorsqu'une forte mortalité des individus est anticipée ou lorsqu'un problème sévère, sans solution immédiate, apparaît (AZA, 1992).

Une telle stratégie de sortie doit être déterminée dès la conception d'un projet et, advenant le cas où l'arrêt du projet doit être envisagé, cette décision doit être défendue en se basant sur des indicateurs spécifiques préalablement établis. Ces indicateurs peuvent notamment prendre la forme de seuils de résultats non atteints, de limites de durée et de conséquences indésirables ou inacceptables. (UICN, 2012)

Par ailleurs, il est important de n'éliminer aucun animal (espèce ciblée ou autres espèces locales) dans le cadre d'une stratégie de sortie, sans avoir prévu de mesures adéquates qui répondent aux préoccupations des parties prenantes concernées, en amont d'un projet (UICN, 2012). Les différentes parties prenantes d'un projet doivent donc être consultées, afin de prendre une décision qui sera socialement acceptée à ce sujet (voir section 2.18).

3.1.6 Sélection des sites de relâchement

Il est généralement préférable de sélectionner un site de relâchement localisé dans l'aire de répartition d'origine d'une espèce, puisque les probabilités qu'il soit composé d'habitats appropriés sont plus grandes. Toutefois, il faut toujours évaluer la qualité d'un habitat avant d'effectuer ce choix, car la présence passée de celle-ci dans une certaine localisation n'indique pas toujours la présence d'un habitat approprié à l'heure actuelle (voir section 2.5). Or, il est primordial que le relâchement d'une espèce soit effectué dans un habitat auquel l'espèce est adaptée et d'une qualité suffisante pour permettre de répondre à ses besoins essentiels dans l'espace et dans le temps.

De ce fait, il est d'abord conseillé d'identifier les sites disponibles et potentiellement appropriés pour une espèce, en faisant une première sélection préliminaire selon certains critères de base (climat, superficie, etc.). Après avoir identifié ces sites, une étude plus approfondie doit, idéalement, être réalisée en considérant de nombreux facteurs plus spécifiques (source de nourriture, abris, etc.). Ceux-ci doivent être mesurés en tenant compte des variations environnementales annuelles en toute saison et sur plusieurs années (Bournes, s. d.; UICN, 2012). Pour l'étude approfondie des sites envisagés pour le relâchement des individus, il est recommandé de récolter des données sur les aspects indiqués au tableau 3.1. Ces aspects sont discutés en détail à la section 2.5 du présent essai.

Tableau 3.1 Aspects pour lesquels des données doivent être récoltées pour la sélection des sites de relâchement

Aspects	
Sources de nourriture (qualité et quantité)	Sols
Abris (qualité et quantité)	Climat
Superficie	Altitude
Connectivité	Espèces symbiotiques
Localisation, proximité des collectivités et accès	Espèces compétitrices (densité, niche écologique, etc.)
Capacité de support	Pathogènes locaux
Végétation (composition, structure, abondance, etc.)	Type et niveau de protection légale

Ensuite, il faut élaborer les protocoles pour obtenir ces données. Des SIG peuvent, entre autres, être utilisés pour générer ou traiter des données pertinentes (Seddon et al., 2007). Par exemple, la cartographie de la distribution des besoins écologiques d'une espèce peut aider à localiser des sites de relâchement appropriés (Osborne et Seddon, 2012). Cependant, la collecte de données plus précises sur le terrain demeure primordiale.

Une fois avoir récolté ces données, la qualité d'un site peut être évaluée à partir des valeurs obtenues. Si elle s'avère faible pour l'espèce ciblée, il faut choisir un autre site plus approprié ou entreprendre sa restauration afin qu'il acquière une qualité suffisante. La restauration d'un site dégradé peut comprendre diverses mesures, telles que le contrôle d'espèces exotiques, la reforestation, etc. Il faut étudier et choisir les mesures les plus adéquates pour réaliser la restauration d'un site.

Selon l'UICN (2012), les efforts consacrés à l'évaluation de la qualité de l'habitat du site de relâchement d'une espèce doivent être proportionnels :

- « à la taille de la zone appelée à être affectée par le transfert et par l'installation ultérieure de l'espèce,
- au degré de certitude concernant les performances attendues des organismes lâchés,
- au niveau de risque de survenue des retombées indésirables et/ou néfastes,
- à la capacité d'inverser les conséquences inacceptables. »

Enfin, il faut déterminer, parmi les sites les plus appropriés identifiés, combien de ces derniers et lesquels seront finalement sélectionnés pour le relâchement des individus transférés. Comme expliqué à la section 2.5, il existe deux stratégies de relâchement, soit le relâchement d'une seule vaste population dans un seul site et le relâchement de plusieurs petites populations dans plusieurs sites. Il est donc nécessaire de déterminer quelle stratégie sera employée et d'identifier les sites choisis en conséquence.

3.1.7 Choix et planification de la stratégie de transfert

À l'étape de la conception et de la planification d'un projet de transfert, il est nécessaire de déterminer quelle stratégie de transfert utiliser pour le mettre œuvre. Pour ce faire, il faut prendre des décisions sur les diverses méthodes pouvant être utilisées, en tenant compte d'un ensemble de facteurs.

La suite de cette sous-section décrit les différentes méthodes pouvant être utilisées pour la mise en œuvre du transfert d'une espèce, et pour lesquelles des décisions doivent être prises.

Sélection des fondateurs et des individus à transférer

La sélection des individus fondateurs et à transférer peut être effectuée de différentes façons.

Il est recommandé de choisir, en priorité, des individus nés de populations sauvages plutôt que de populations nées en captivité. Ils doivent également, provenir, autant que possible, d'une population sauvage le plus étroitement liée taxonomiquement à l'espèce cible ou à la population d'origine ou existante du site ciblé pour le relâchement, lorsqu'il en existe toujours une.

Lorsque cette première option n'est pas possible, on peut choisir les individus fondateurs et à transférer selon différentes caractéristiques écologiques. On sélectionne généralement les individus fondateurs en fonction de leurs génotypes, afin d'assurer la diversité génétique à long terme de la population future, et les individus à transférer selon leurs comportements, leur âge, leur état de santé et leur sexe. La sélection des individus peut être basée sur différents critères par rapport à ces caractéristiques (p. ex. individus juvéniles vs adultes, individus explorateurs vs dociles et individus en bonne santé vs faible santé). Il faut donc établir la liste de critères à utiliser et élaborer les protocoles pour les mesurer, afin de planifier les ressources nécessaires pour entreprendre ces activités (voir section 2.9).

Lors de ce processus, il faut également sélectionner et prélever les individus dans des populations sources, sans en compromettre leur maintien, excepté lorsqu'il s'agit de la dernière chance de sauvegarder l'espèce (voir section 2.9 pour obtenir plus de détails) (UICN, 2012). De plus, en raison des risques de pertes d'adaptations génétiques et comportementales ainsi que d'exposition à un stress chronique fatal, il est recommandé d'éviter, autant que possible, le transfert d'individus nés en milieu naturel vers un milieu de captivité (sections 2.9 et 2.12) (Teixeira et al., 2007). En effet, il est conseillé de transférer les individus nés en milieu naturel directement vers le site de relâchement prévu, sans les maintenir en captivité entre temps, lorsqu'il est possible de le faire. Toutefois, le maintien d'individus provenant d'un milieu naturel dans un milieu en captivité peut être requis lorsque des menaces immédiates critiques envers leur survie dans la nature existent ou lorsque l'utilisation de l'approche de soins « bon départ » est prévue.

Soins « bon départ »

À cette sous-étape, il est nécessaire de prendre une décision à l'effet de mettre ou non en œuvre des soins « bon départ ». Dans l'affirmative, il faut alors élaborer les protocoles pour offrir ces soins (capture des individus, approvisionnement en nourriture, en eau et en abris en captivité, soins vétérinaires prodigués, etc.), puis planifier les ressources nécessaires pour les mettre en place (voir section 2.10).

Enrichissement environnemental

Il faut déterminer, en fonction de recherches préalablement effectuées, si l'on prévoit offrir un enrichissement environnemental aux individus pour améliorer certains de leurs traits. On recommande généralement d'offrir un tel enrichissement aux individus nés en captivité, afin de leur permettre de développer les comportements et les habiletés nécessaires pour leur survie dans la nature. Le type d'enrichissement environnemental dépend, entre autres, des besoins de l'espèce ciblée en termes de comportements et de condition physique en milieu naturel. Ceux-ci doivent donc être évalués lors des recherches. Ensuite, il faut déterminer quels traits l'on souhaite améliorer au moyen de cet enrichissement et quels résultats l'on souhaite obtenir vis-à-vis de ces traits. Puis, il faut élaborer les protocoles à utiliser pour y parvenir et planifier les ressources nécessaires pour les mettre en œuvre (voir section 2.11).

Gestion génétique et démographique

À cette sous-étape, il est essentiel de planifier la gestion génétique et démographique des populations. Les objectifs génétiques et démographiques d'un programme doivent tout d'abord être définis. Ensuite, le nombre d'individus minimal à produire et à transférer pour atteindre ces objectifs doit être calculé, afin de pouvoir déterminer les méthodes pour y parvenir et planifier les ressources nécessaires pour les mettre en œuvre (voir section 2.12 pour obtenir plus de détails).

Capture, transport et manipulation d'animaux

Une planification rigoureuse doit être effectuée pour la capture, le transport et la manipulation des animaux, afin d'assurer le succès d'un projet de transfert. Des connaissances sur les méthodes et les protocoles de capture, de transport et de manipulation doivent d'abord être acquises. Ensuite, le choix des méthodes et des protocoles les plus appropriés à utiliser dans un programme doit être effectué, principalement dans le but d'assurer le bien-être animal de l'espèce ciblée et de limiter ses risques de souffrances. Dans certains cas, les techniques peuvent aussi être sélectionnées selon d'autres critères (rapidité, efficacité, coûts, etc.). Si l'on prévoit apposer des émetteurs externes aux individus, les marquer ou les étiqueter pour des activités de suivi, il faut aussi planifier adéquatement cette sous-étape, qui survient au même moment que celui de leur capture. Le principe est le même si l'on prévoit procéder à des examens de santé et prélever divers échantillons biologiques chez les individus.

Puis, le transport et les itinéraires de transport doivent être choisis et planifiés. Une fois toutes les méthodes choisies, les protocoles à suivre pour les mettre en œuvre doivent être élaborés et les ressources nécessaires pour ce faire doivent être planifiées (voir section 2.13 pour obtenir plus de détails).

Libération en douceur

La décision de recourir à la libération en douceur des individus doit être prise à cette sous-étape. Pour ce faire, des recherches doivent d'abord être réalisées afin d'acquérir des connaissances relatives aux différentes mesures de libération en douceur pouvant être mises en place pour l'espèce ciblée. Ensuite, à la lumière des connaissances acquises, il faut choisir quelles mesures l'on souhaite appliquer dans le projet. Une évaluation de ces mesures peut être effectuée selon différents critères préalablement établis pour prendre cette décision. Puis, des protocoles doivent être élaborés sur la façon de mettre en œuvre les mesures choisies. Enfin, la planification des ressources et du calendrier nécessaire pour les mettre en œuvre doit être réalisée (voir section 2.14 pour obtenir plus de détails).

Contrôle de la santé/risques de maladies

Les mesures de contrôle de la santé et des risques de maladies doivent être choisies et planifiées de façon méticuleuse lors de cette sous-étape d'un programme de transfert.

En premier, des connaissances sur les pathogènes retrouvés chez une espèce et sur les tendances de maladies locales et régionales à un site donné doivent d'abord être recueillies par des vétérinaires. Ensuite, les risques que les maladies identifiées soient transmises aux individus transférés et à d'autres espèces du site de relâchement sélectionné doivent être évalués. Ces risques doivent être évalués selon la méthodologie décrite à la sous-section 3.4.1 du présent chapitre. Puis, selon les risques identifiés, des protocoles de biosécurité à cet effet doivent être élaborés. Une fois établis, ces protocoles doivent être planifiés par rapport aux ressources et aux délais nécessaires pour les appliquer (voir section 2.15 pour obtenir plus de détails).

Mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux

Des dommages à l'environnement peuvent être causés par les intervenants participant au relâchement et au suivi des animaux sur le terrain (piétinement, érosion des sols, dommages aux végétaux, etc.). Il faut donc déterminer les mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux nécessaires et planifier les ressources en conséquence. De même, des mesures de protection et de mitigation (chiens de garde, répulsifs sonores ou visuels, balisages, etc.) doivent être planifiées pour les dommages pouvant être causés par les animaux (p. ex. aux cultures et élevages agricoles).

3.1.8 Choix et planification du suivi après le relâchement

Le choix des types de suivi, des protocoles et des paramètres qui seront mesurés lors des activités de suivi du programme doit être effectué à ce stade du projet, selon divers critères préalablement déterminés (menaces existantes envers l'espèce, coûts impliqués, facilité, etc.). Il faut aussi planifier adéquatement les ressources (humaines, matérielles, financières, etc.) qui seront nécessaires pour mettre en place ces activités de suivis et le calendrier prévu pour les réaliser.

Les suivis peuvent porter sur différents aspects d'un programme (individus transférés, état de leur environnement, etc.). De plus, de nombreux paramètres peuvent être mesurés dans le cadre d'activités de suivi. Le suivi démographique est toutefois le type de suivi minimal à mettre en place (NSRF, 2014).

La durée d'un suivi doit s'étendre jusqu'à ce que la population soit stable ou augmente et diminue selon une tendance bien connue et prévisible, ou jusqu'à ce que le transfert soit considéré comme un échec (NSRF, 2014). De plus, l'UICN (2012) recommande un suivi d'une intensité proportionnelle à l'ampleur du projet de transfert, que ce soit en termes de nombre d'individus relâchés, de niveau d'importance de leur rôle écologique ou de superficie de la zone affectée. L'ampleur du suivi doit aussi être proportionnelle « au degré d'incertitude et de risques qui entoure les résultats d'un transfert » (UICN, 2012).

Pour obtenir suffisamment d'information après le relâchement des individus sans trop augmenter les coûts, il est recommandé de réaliser un suivi selon l'échéancier minimal suivant :

- après 1 an;
- après 5 ans;
- après 10 ans pour des espèces à longues durées de vie;
- après 15 ou 20 ans pour des espèces à très longues durées de vie. (Sutherland et al., 2010)

Voici, ci-après, une liste des types de suivi dont la mise en place est recommandée suivie, pour chacun d'entre eux, d'une courte présentation de leur nature, des paramètres devant être mesurés et des protocoles pour les mesurer dans le cadre d'un programme de transfert animal :

- Suivi démographique;
- Suivi comportemental;
- Suivi écologique;
- Suivi génétique;
- Suivi sanitaire et de la mortalité;
- Suivi social, culturel et économique;
- Suivi des caractéristiques et des méthodes utilisées dans le programme.

Suivi démographique

Le suivi démographique de la population transférée est essentiel à mettre en place, car les objectifs des projets de transfert sont très souvent formulés sous forme de taille de population visée ou de probabilité d'extinction dans un délai donné.

« Le niveau de détail du suivi démographique dépend de la longévité de l'espèce et d'attributs spécifiques comme l'âge de la première reproduction » (UICN, 2012). Il doit aussi porter sur l'ensemble de la superficie couverte par la population transférée.

Pour réaliser un suivi démographique, il faut produire des modélisations démographiques des populations à partir de données collectées lors du suivi (voir section 2.8). (UICN, 2012)

Le tableau 3.2 présente les paramètres relatifs à la démographie des populations pour lesquels des données doivent être mesurées dans un programme de transfert animal. La première colonne du tableau liste les paramètres devant idéalement être mesurés. Il s'agit, des paramètres dont la mesure est la plus communément recommandée dans la littérature scientifique. La deuxième colonne du tableau liste les paramètres facultatifs pouvant être mesurés. Ceux-ci permettent d'acquérir d'autres renseignements pouvant compléter les premières informations obtenues, afin d'obtenir un portrait plus précis de la situation. Lorsqu'il est possible de le faire, il est donc recommandé de mesurer ces autres paramètres.

Tableau 3.2 Paramètres démographiques devant être mesurés (compilation d'après : AZA, 1992; Estrada, 2014; Fischer et Lindenmayer, 2000; Kleiman et al., 1991; Jachowski et al., 2016; Sarrazin et Barbault, 1996; Stanley Price, 1989a; Sutherland et al., 2010).

Paramètres devant être idéalement mesurés	Paramètres complémentaires
Estimation des taux de naissance	Nombre d'individus (+ âge et sexe)
Estimation des taux de mortalité	Sexe-ratios
Taux de reproduction	Ratios juvéniles/adultes
Taux de croissance	Parents
Taux de survie	Individus sauvés par une intervention ou re-relâchés
Taux de dispersion	Âge à la première reproduction (femelle)
Taille de population	Période moyenne de sevrage
Succès reproducteur	Nombre moyen de juvéniles par reproduction
Durée de vie (en captivité et dans la nature)	Fréquence œstrale
Présence/absence, modifications dans l'abondance ou autres indices d'abondance (traces de recherche de nourriture, signes auditifs, etc.)	Système de reproduction
Causes de mortalités ou disparitions	Intervalle moyen entre les reproductions
Causes d'échec de reproduction	Degré de spécialisation de la diète
	Nombre moyen de paires de reproducteurs actifs par groupe

Tableau 3.2 Paramètres démographiques devant être mesurés (suite)

Paramètres devant être idéalement mesurés	Paramètres complémentaires
	Aire de répartition et territoires
	Structure sociale
	Temps de génération

Il est à noter qu'il est aussi recommandé de distinguer les classes d'âge et le sexe des individus lors du suivi, si cela est possible (Sutherland et al., 2010). De plus, selon l'UICN (2012), si l'évaluation d'indices vitaux (survie, reproduction, etc.) n'est pas possible pour des raisons pratiques, il est possible de se limiter à des estimations.

Suivi comportemental

Un suivi des comportements exprimés par les individus transférés « peut offrir de précieuses indications précoces sur l'évolution d'un transfert » (UICN, 2012). L'AZA (1992) et l'UICN (2012) recommandent de recueillir des données sur les aspects comportementaux indiqués au tableau 3.3.

Tableau 3.3 Aspects comportementaux pour lesquels des données doivent être recueillies

(compilation d'après : AZA, 1992 et UICN, 2012).

Aspects comportementaux	
Alimentation	Mouvements spatiaux
Interactions intraspécifiques	Établissement des territoires
Réactions aux prédateurs	Effets sur des éléments de l'écosystème
Réponses aux conditions climatiques extrêmes	Interactions avec les humains
Cycles d'activités quotidiennes et saisonnières	

Ces variables comportementales peuvent être mesurées de différentes façons. Par exemple, elles peuvent être mesurées selon des tendances en nombre d'interactions sociales ou avec un stimulus donné, des distances de dispersion, des délais de réaction avant d'inspecter ou d'interagir avec un stimulus, des durées d'interaction avec celui-ci et la qualité de l'interaction (vigoureux, hésitant, etc.) (voir section 2.11 pour obtenir plus de détails).

Suivi écologique

Les impacts écologiques occasionnés par les spécimens transférés dans l'environnement peuvent être mesurés, afin de vérifier si les effets du transfert sont positifs ou négatifs sur le milieu, et ainsi adapter les pratiques de gestion en conséquence. Si un transfert vise à rétablir une fonction écologique dans l'écosystème, il est par ailleurs d'autant plus important de mesurer ces impacts. (UICN, 2012) De plus, des données écologiques doivent aussi être récoltées, afin de mesurer les variations environnementales des sites de relâchement avec le temps. Cela a pour but de vérifier si les conditions environnementales du site

de relâchement sont toujours appropriées sur le long terme pour l'espèce relâchée et si le cas échéant, il faut envisager de la déplacer à nouveau.

Des données peuvent être recueillies, entre autres, sur les aspects écologiques indiqués au tableau 3.4.

Tableau 3.4 Aspects écologiques pour lesquels des données peuvent être recueillies.

Aspects écologiques	
Sources de nourriture (qualité et quantité)	Sols
Superficie	Climat
Connectivité	Espèces symbiotiques
Capacité de support	Espèces compétitrices (densité, niche écologique, etc.)
Végétation (composition, structure, abondance, etc.)	Pathogènes locaux

Suivi génétique

Lorsque des objectifs relatifs à des paramètres génétiques font partie d'un projet, un suivi génétique doit être réalisé en ce sens. Le niveau de contribution génétique d'individus transférés au sein d'une population locale peut représenter un paramètre pouvant être évalué par le biais d'un suivi génétique. Pour faire ce suivi génétique, il faut parfois capturer les individus ou utiliser des marqueurs génétiques, afin de recueillir des données pertinentes.

Suivi sanitaire et de la mortalité

Le suivi sanitaire et de la mortalité sert à évaluer l'exposition des spécimens aux maladies et aux conditions sanitaires défavorables à leur survie et à leur bien-être, et la mortalité observée dans une population, afin d'identifier les causes sous-jacentes et de vérifier si le projet subit des niveaux inacceptables en la matière. Si la santé et la survie des individus sont menacées de la sorte, une intervention peut être nécessaire. Il est possible que le contrôle de la santé d'espèces situées à proximité de la zone de transfert soit aussi requis, surtout lorsqu'elles représentent des vecteurs de maladie pour l'espèce transférée. (UICN, 1998)

Le tableau 3.5 présente les protocoles devant être compris dans un programme de suivi sanitaire et de la mortalité, afin de récolter des données à cet effet.

Tableau 3.5 Description des composantes d'un programme de suivi sanitaire et de la mortalité

(traduit librement de : Mikota et Aguilar, 1996).

Description des composantes d'un programme de suivi sanitaire et de la mortalité
Collection constante de matériels biologiques et de données à cet effet : <ul style="list-style-type: none">• protocoles de nécropsie pour les prélèvements pathologique, virologique et bactériologique des tissus;• protocoles de prélèvements pour les fèces, le sang et la fourrure pour les parasites;• protocoles d'examens physiques (p. ex. pesées).
Participation de l'ensemble des parcs zoologiques.
Évaluation constante du matériel biologique : <ul style="list-style-type: none">• identification de pathologistes expérimentés comparables;• identification de laboratoires auxiliaires appropriés;• protocoles de cultures bactériennes et virales;• protocoles d'examens parasitologiques.
Centralisation des résultats : <ul style="list-style-type: none">• développement de programmes informatiques pour la saisie, l'analyse et la récupération de données;• intégration des programmes avec l'inventaire des animaux et les programmes médicaux existants;• examen périodique des bases de données par les conseillers vétérinaires.
Communication des résultats aux communautés zoologiques et fauniques.

Suivi social, culturel et économique

Un suivi social, culturel et économique vis-à-vis des communautés locales peut être utile pour évaluer la perception des gens envers un programme et l'impact des activités socioéconomiques incluses dans ce dernier (UICN, 2012). Ce suivi permet aussi de savoir quand il est temps d'envisager une stratégie de sortie si les impacts socioéconomiques indésirables atteignent un niveau inacceptable (UICN, 2012). Des données à ce sujet peuvent, être obtenues notamment en diffusant des sondages auprès de ces communautés.

Suivi des caractéristiques et des méthodes utilisées dans le programme

Il est recommandé de bien documenter les méthodes utilisées dans les programmes et de les évaluer de manière objective; c'est pourquoi un suivi pour recueillir des données à ce sujet doit être effectué. Un tel suivi peut permettre de récolter des informations pertinentes pour améliorer le succès de projets de transfert ultérieurs. Il peut aussi réduire les coûts associés à des protocoles inefficaces.

Le suivi peut porter sur de nombreuses caractéristiques et méthodes employées à différentes étapes d'un programme de transfert, mais il est recommandé de récolter des données sur un certain nombre d'aspects en particulier. Ceux-ci sont présentés au tableau 3.6.

Tableau 3.6 Caractéristiques et méthodes d'un programme pour lesquelles des données doivent être récoltées (compilation d'après : AZA, 1992; Estrada, 2014; Sutherland et al., 2010).

Caractéristiques d'un programme	Méthodes
Espèce	Mesures d'enrichissement environnemental
Localisation	Mesures de libération en douceur (approvisionnement supplémentaire en abris, en nourriture et en eau, contrôle des prédateurs, enrichissement environnemental, etc.)
Site de relâchement	Interventions de sauvetage après le relâchement (soins vétérinaires, redéploiement d'animaux désorientés, etc.)
Site clôturé ou non clôturé?	Suivis prévus
Proximité des zones urbaines	
Taille de la population transférée	
Taille de la population de fondateurs	
Taille de la population actuelle	
Nombre d'individus relâchés depuis le début	
Nombre d'individus survivants à la reproduction artificielle	
Nombre d'individus en captivité	
Dates des relâchements	
Structure sociale du groupe d'individus relâchés	
Capacité de support	
Coûts par individu	
Plus grandes menaces envers le succès	
Organisations impliquées	
Agence de délivrance des permis/organisme de surveillance	

3.1.9 Planification et réalisation de l'étude préalable au relâchement

Des informations sur l'état des individus et leur environnement, autant avant qu'après leur relâchement en nature, doivent être collectées, afin d'évaluer le progrès et l'impact du transfert au moyen de comparaisons. De ce fait, l'étude préalable au relâchement doit être planifiée et effectuée à ce stade du projet.

Les paramètres devant être mesurés lors de l'étude préalable doivent tout d'abord être identifiés. Plusieurs paramètres précédemment mentionnés dans les divers types de suivi peuvent être choisis (voir sous-section 3.1.8). Ensuite, les protocoles pour mesurer ces paramètres doivent être élaborés, puis les données associées à ces paramètres doivent être prises avant le relâchement des individus.

Si un projet dispose de moins de fonds pour l'étude préalable au transfert que pour le suivi après le relâchement des individus, celle-ci doit cibler la prise de données relatives aux espèces et aux fonctions écologiques les plus susceptibles d'être affectées par le transfert. (UICN, 2012)

3.1.10 Planification des activités socioéconomiques

Diverses activités socioéconomiques peuvent être mises en place dans le cadre d'un programme de transfert, afin d'augmenter l'acceptabilité sociale envers ce dernier. Notamment, des activités de relations publiques et de communication (incluant de la publicité), d'éducation, de recherche et d'écotourisme peuvent être implantées (voir section 2.18).

À ce stade du programme, il faut donc déterminer quelles activités socioéconomiques l'on souhaite mettre en place, selon, entre autres, les besoins et les intérêts identifiés dans le cadre de l'étude de faisabilité sociale (voir sous-section 3.4.2). Ensuite, il faut concevoir ces activités de façon détaillée et planifier toutes les ressources (humaines, financières, matérielles, etc.) nécessaires, tout comme le calendrier de réalisation pour les entreprendre.

3.1.11 Élaboration du calendrier de réalisation

Le calendrier de réalisation d'un programme doit être élaboré lors de la conception et de la planification de celui-ci. Ce calendrier doit établir les dates et les échéanciers pour réaliser l'ensemble des étapes et des sous-étapes prévues dans le programme (voir section 2.21).

3.1.12 Obtention des permis et autres documents réglementaires

Comme le mentionne l'UICN (2012), un projet de transfert animal doit respecter le cadre légal et réglementaire et tenir compte des plans d'action ou de rétablissement d'espèces existants à l'échelle nationale, provinciale, régionale et sous-régionale. L'encadrement législatif et réglementaire relatif à la d'espèces animales au Canada est expliqué en détail à la section 2.6 du présent essai et les délais liés à l'obtention des documents réglementaires sont discutés à la section 2.21 de ce dernier.

Les demandes pour l'obtention des permis, des autorisations écrites, des certificats et des licences nécessaires pour entreprendre toutes les activités prévues dans un programme de transfert animal et encadrées par des lois et des règlements doivent être identifiées et soumises lors de la planification du projet. Les thèmes abordés par les lois et les règlements, les paliers de gouvernement responsables de délivrer les documents réglementaires, leurs fondements légaux et réglementaires et les types de documents exigés pour la réalisation d'un transfert animal au Canada sont indiqués au tableau 3.7.

De plus, il faut obtenir l'approbation des propriétaires fonciers et les permis municipaux nécessaires pour entreprendre la capture et le relâchement d'une espèce sur les sites prévus à cet effet.

Tableau 3.7 Types de documents réglementaires exigés pour le transfert d'une espèce animale terrestre au Canada.

Thème	Palier de gouvernement (fédéral ou provincial)	Fondements légaux ou réglementaires	Type de document exigé (permis, certificat, autorisation écrite ou licence)
Protection des espèces	Fédéral	Article 73(2) de la LEP	Permis
	Provincial	Article 42 et 47 de la LCMVF	Permis
Protection des habitats ou des sites	Fédéral	Article 3 du RRES de la LESC	Permis
	Fédéral	Article 7 du Règlement général sur les parcs nationaux de la LPNC	Permis ou autorisation
	Provincial	Articles 128.7 et 128.18 de la LCMVF	Autorisation
Importation ou déplacement des espèces animales et des produits animaux entre des territoires	Fédéral	Articles 6 et 7 de la LPEAVSRCII	Permis, autorisation et/ou licence
	Fédéral	Articles 11 à 14, 51, 51.1, 51.2, 53 et 120.3 du RSA de la LSA	Permis ou certificat
Possession d'espèces et bien-être animal	Fédéral	Article 120.3 du RSA de la LSA	Permis ou certificat
	Provincial	Article 29, 42 et 47 de la LCMVF	Permis
	Provincial	Règlement sur les permis de garde d'animaux en captivité de la LCMVF	Permis
	Provincial	Règlement sur les animaux en captivité de la LCMVF	Permis
Contrôle des maladies	Fédéral	Articles 11, 25 et 26 de la LSA	Permis
	Provincial	Articles 24 et 55.2 de la LPSC	Permis
Dissémination des espèces	Fédéral	Article 120.3 du RSA de la LSA	Permis ou certificat
	Provincial	Articles 24 et 55.2 de la LPSC	Permis

3.1.13 Obtention du financement

Des ressources financières suffisantes à long terme doivent être garanties pour assurer la réussite d'un programme de transfert. Il faut donc obtenir le financement requis en amont d'un projet de transfert animal. Cependant, l'évaluation des dépenses prévues dans un programme dépend grandement de la conception de celui-ci, et donc, de toutes les sous-étapes précédemment décrites dans la section 3.1; c'est pourquoi l'évaluation complète des coûts impliqués pour la réalisation d'un programme ne peut être réalisée qu'à la toute fin de la conception et de la planification de celui-ci. Or, la conception et la planification d'un tel programme impliquent également des dépenses, et de ce fait, nécessitent un financement pour les réaliser. Ainsi, une première évaluation des dépenses pour pouvoir entreprendre la conception et la planification du projet peut être nécessaire au début du projet, afin d'obtenir un premier financement partiel avant même de l'avoir commencé. Puis, une autre évaluation des dépenses impliquées dans les autres étapes du projet peut être réalisée après la conception et la planification complète du projet, afin d'obtenir le financement requis pour poursuivre le reste du projet (voir section 2.20).

L'évaluation des coûts pour les activités comprises dans un projet doit d'abord être effectuée dans le cadre de l'étude de faisabilité financière (voir section 3.4.2). Ensuite, des recherches doivent être réalisées, afin de trouver des sources de financement potentielles. Puis, des demandes de financement doivent ensuite être acheminées auprès de celles-ci.

3.2 Mise en œuvre du programme

Cette section présente l'ensemble des sous-étapes à effectuer pour la mise en œuvre d'un programme de transfert animal. Essentiellement, cette étape consiste à préparer et à mettre en œuvre concrètement toutes les activités prévues lors de la conception et de la planification du programme (section 3.1). Elle comprend les sous-étapes suivantes :

- Sous-section 3.2.1 Préparation du transfert
- Sous-section 3.2.2 Mise en œuvre du transfert
- Sous-section 3.2.3 Préparation et mise en œuvre des activités socioéconomiques

3.2.1 Préparation du transfert

Cette sous-section explique les différentes activités à effectuer pour préparer le transfert d'individus. Cette sous-étape consiste essentiellement mettre en œuvre les protocoles en lien avec la préparation du transfert. Cela peut, notamment, comprendre de préparer et mettre en place toutes les ressources matérielles et humaines prévues pour la mise en œuvre des activités planifiées dans le programme. Elles sont regroupées selon les activités préparatoires suivantes :

- Sélection des fondateurs et des individus à transférer;
- Soins « bon départ »;
- Enrichissement environnemental;
- Gestion génétique et démographique;
- Capture, transport et manipulation d'animaux;
- Libération en douceur;
- Contrôle de la santé/risques de maladies;
- Mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux.

Il est à noter que l'ordre des activités préparatoires peut différer quelque peu d'un projet à l'autre, mais doit s'apparenter sensiblement à ce qui est proposé dans la présente sous-section. De plus, certaines de ces activités peuvent se chevaucher lors de la réalisation d'un programme.

Identification et élimination des causes de déclin et des menaces

L'élimination ou l'atténuation à un niveau suffisant des causes de déclin et des menaces actuelles envers l'espèce doit être réalisée avant le transfert d'une espèce, pour assurer sa survie à long terme après son déplacement (UICN, 2012). Cela peut, par exemple, consister en la restauration de son habitat (voir section 2.4 pour obtenir plus de détails).

Sélection des fondateurs et des individus à transférer

C'est lors de la préparation du transfert que l'on doit exécuter les protocoles de sélection choisis, comparer les valeurs obtenues aux critères définis précédemment et identifier les individus fondateurs et à transférer qui seront sélectionnés en fonction de ces critères.

Soins « bon départ »

Si la stratégie de transfert comprend des soins « bon départ », ceux-ci doivent être prodigués aux individus choisis lors de la préparation du transfert. C'est donc à cette sous-étape que les individus juvéniles doivent être capturés, dans les populations sauvages et doivent être mis en captivité. Différents soins peuvent alors être portés à l'égard des individus (approvisionnement en nourriture, en eau et en abris, soins vétérinaires, etc.), jusqu'à ce qu'ils atteignent l'âge visé pour les transférer dans la nature (voir section 2.10 pour obtenir plus de détails).

Enrichissement environnemental

L'enrichissement environnemental des individus est habituellement réalisé avant leur relâchement dans la nature, afin de les préparer aux pressions environnementales auxquelles ils seront exposés. C'est donc souvent au stade de la préparation du transfert des individus que l'enrichissement doit débuter. Il est aussi recommandé d'évaluer les méthodes et les résultats obtenus lors de la mise en œuvre de cet enrichissement (voir section 2.11 pour obtenir plus de détails).

Gestion génétique et démographique

Lors de la préparation du transfert, il faut assurer la croissance de la population par l'accouplement des fondateurs jusqu'à atteindre le nombre minimal d'individus nécessaires pour entreprendre leur relâchement. La reproduction artificielle des fondateurs choisis lors de la planification du projet doit donc être réalisée à ce moment, qu'ils soient maintenus en captivité ou en milieu naturel. Dans ce dernier cas, il est souvent nécessaire de capturer les individus, afin d'entreprendre leur reproduction en conditions contrôlées.

Lorsque l'espèce a atteint la taille de population visée en captivité ou en nature, il faut également travailler à maintenir un certain niveau de diversité génétique au sein de la population, en jumelant les individus qui se reproduisent ensemble, de sorte à maximiser la diversité génétique au sein de la population. Cela requiert donc, encore une fois, de choisir les individus reproducteurs prioritairement selon leur génotype (voir sections 2.9 et 2.12 pour obtenir plus de détails).

Capture, transport et manipulation d'animaux

Lors de la préparation du transfert, tout le matériel nécessaire pour mettre en œuvre les méthodes préalablement choisies de capture, transport et manipulation des animaux doit être minutieusement préparé. Cela peut, entre autres, comprendre de prévoir les pièges, la quantité et les doses de tranquillisants, les émetteurs externes et autres équipements de suivi, le matériel vétérinaire, les cages, les véhicules, etc. Le personnel qui sera impliqué lors de ce processus doit aussi être rigoureusement formé, afin que tous les protocoles soient suivis à la lettre et que tout se passe bien lors du transfert des animaux (voir section 2.13 pour obtenir plus de détails).

Libération en douceur

Si des mesures de libération en douceur ont été prévues lors de la planification du projet, il faut non seulement acquérir et préparer le matériel requis pour les mettre en œuvre, mais il faut aussi, les mettre en place à ce même stade du projet. Plusieurs types de mesures doivent être mises en place avant l'arrivée des individus dans le site de relâchement (approvisionnement supplémentaire en abris, en nourriture et en eau, contrôle de prédateurs, etc.). De plus, le personnel impliqué dans l'exécution de certaines mesures de libération en douceur, après le relâchement des individus dans le site, doit aussi être bien formé à ce stade du projet (voir section 2.14 pour obtenir plus de détails).

Contrôle de la santé/risques de maladies

À ce stade du projet, l'acquisition et la préparation des installations et de l'équipement nécessaires pour mettre en place tous les protocoles de contrôle de la santé et des risques de maladies élaborés lors de la planification du projet doivent être effectuées. Le personnel requis pour exécuter ces protocoles doit aussi être embauché et formé à ce stade du projet, si celui-ci consiste à transférer des animaux d'un milieu naturel vers un autre directement. Toutefois, si les individus sont capturés et maintenus en captivité un certain temps avant d'être relâchés, l'embauche du personnel doit avoir été réalisée dès la sous-étape 3.1.2.

De plus, si les individus sont maintenus en captivité, plusieurs des protocoles prévus sur différents aspects peuvent être mis en œuvre à ce stade du programme :

- Dépistage des animaux;
- Marquage des animaux contrôlés;
- Contrôle parasitaire;
- Quarantaine;
- Vaccination;
- Évaluation des méthodes et des installations d'élevage (voir section 2.15 pour obtenir plus de détails).

Mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux

Le matériel prévu pour la protection et la mitigation des impacts environnementaux doit être préparé à ce stade.

3.2.2 Mise en œuvre du transfert

Cette sous-section explique les différentes activités à effectuer pour mettre en œuvre concrètement le transfert d'individus. Elles sont regroupées selon les activités suivantes :

- Enrichissement environnemental;
- Gestion génétique et démographique;
- Capture, transport et manipulation d'animaux;
- Libération en douceur;
- Contrôle de la santé/risques de maladies;
- Mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux.

Il est à noter que l'ordre des activités peut différer quelque peu d'un projet à l'autre, mais doit s'apparenter sensiblement à ce qui est proposé dans la présente sous-section. Il faut aussi noter que certaines de ces activités peuvent se chevaucher lors de la réalisation d'un programme.

Enrichissement environnemental

Dans certains cas, un enrichissement environnemental peut être donné aux individus une fois relâchés dans la nature. En revanche, il est recommandé de commencer l'enrichissement un certain temps seulement après leur relâchement, soit lorsque les individus se sont rétablis de leur transport et qu'ils se sont habitués à leur nouvel environnement, afin de limiter les risques de les exposer à un niveau de stress fatal. Cette période d'adaptation varie selon les espèces et les individus; il peut être nécessaire d'estimer ce temps en fonction des données existantes de programmes antérieurs semblables ou de réaliser un suivi étroit des individus pour déterminer le moment opportun pour commencer l'enrichissement (voir section 2.11).

Gestion génétique et démographique

Lorsque le nombre d'individus produits lors de la préparation du transfert atteint le seuil préalablement déterminé lors de la planification du programme, on peut alors procéder au transfert de groupes d'individus au fil du temps, en choisissant les individus selon divers facteurs, afin d'augmenter les chances de survie des individus relâchés dans la nature (voir sections 2.9 et 2.12).

Capture, transport et manipulation d'animaux

Tous les protocoles préalablement élaborés pour la capture, le transport et la manipulation des animaux doivent être mis en œuvre le jour du transfert des individus. Plusieurs précautions décrites à la section 2.13 doivent être prises, afin de limiter le stress infligé aux animaux.

Libération en douceur

Lorsque des mesures de libération font partie de la stratégie de transfert planifiée dans le projet, il est possible que certaines d'entre elles doivent être appliquées à la suite du relâchement des individus (soins vétérinaires, approvisionnement en nourriture et en eau, etc.). Il faut donc exécuter ces mesures après le transfert des individus, conformément aux protocoles préalablement établis lors de la planification du projet (voir section 2.14 pour obtenir plus de détails).

Contrôle de la santé/risques de maladies

Lors de la mise en œuvre du transfert des individus, les protocoles de biosécurité préalablement planifiés doivent être exécutés de manière rigoureuse, afin de limiter les risques de transmission des maladies (voir section 2.15).

Mesures de protection et de mitigation des impacts environnementaux

Les protocoles de protection et de mitigation de l'environnement doivent être mis en œuvre lors du relâchement des individus.

3.2.3 Préparation et mise en œuvre des activités socioéconomiques

La préparation et la mise en œuvre des activités socioéconomiques prévues dans le programme doivent être réalisées à cette sous-étape de la méthodologie. La préparation peut requérir d'aménager les infrastructures nécessaires, de concevoir les programmes d'éducation et de recherche, de créer du matériel éducatif ou publicitaire, d'embaucher le personnel requis, etc.

Les activités socioéconomiques peuvent débuter avant même que le transfert ait été réalisé, par exemple, afin de prévenir les nuisances futures envers les animaux transférés. Elles commencent cependant habituellement quelque temps après le transfert des individus, plus précisément, après qu'une population se soit établie dans la nature et que des indices de succès aient été observés. Par ailleurs, ces activités socioéconomiques doivent être réalisées tant et aussi longtemps que le programme de transfert est mis en œuvre, et elles peuvent même parfois se prolonger à plus long terme à la suite de la fin du programme. (Jachowski et al., 2016)

3.3 Suivi

Le suivi doit être effectué après chaque transfert d'individus et tout au long d'un programme, afin d'évaluer les résultats engendrés par celui-ci et effectuer les ajustements nécessaires en continu. La présente section se divise en deux sous-sections : suivi après le transfert (sous-section 3.3.1) et évaluation des résultats et gestion continue (sous-section 3.3.2).

3.3.1 Suivi après le transfert

Une fois le suivi conçu et planifié (section 3.1.8), celui-ci doit être mis en œuvre après le transfert de l'espèce ciblée dans le site de relâchement. Tous les types de suivi prévus doivent être effectués selon les protocoles préétablis.

Les suivis consistent à récolter des données et à traiter ces données, afin de générer des résultats. Ces résultats doivent ensuite être analysés, afin de produire des conclusions qui seront utilisées pour déterminer les ajustements nécessaires au projet. Le suivi doit être effectué selon le calendrier de réalisation préalablement établi.

3.3.2 Évaluation des résultats et gestion continue

Les résultats obtenus lors de l'étude préalable au relâchement, ainsi que lors des activités de suivi de ce dernier, doivent être comparés régulièrement, afin de mesurer le progrès engendré par le transfert (différences avant-après le relâchement). Cette procédure permettra par ailleurs de détecter les problèmes pouvant compromettre le succès d'un projet, afin d'appliquer les mesures nécessaires pour les résoudre dans les plus brefs délais.

Pour évaluer le succès d'un programme, il faut mesurer les impacts qu'il engendre et se rapporter aux cibles établies dans les buts et les objectifs de ce dernier pour vérifier si les résultats les atteignent (UICN, 2012). Pour s'assurer que les résultats d'un programme se rapprochent toujours des cibles escomptées, des évaluations doivent être effectuées à partir des données obtenues dans les activités de suivis. Cela permettra ensuite d'adapter les pratiques de gestion selon les résultats obtenus et d'améliorer la conception

de transferts ultérieurs. La gestion des transferts constitue un processus cyclique qui doit se poursuivre jusqu'à l'atteinte des objectifs d'un programme (NSRF, 2014).

Pour entreprendre cette évaluation, il faut établir des indicateurs à utiliser. Ceux-ci doivent être définis en se rapportant aux cibles indiquées dans les buts et les objectifs prédéfinis. Ils doivent être précis, afin de pouvoir vérifier clairement l'atteinte des buts et des objectifs d'un programme, et ainsi, évaluer son succès avec certitude. Les indicateurs doivent donc être quantitatifs. Ce choix d'indicateurs doit aussi tenir compte des préférences et des contraintes des gestionnaires du programme (p. ex. facilité et coûts pour les mesurer). Divers indicateurs à court, moyen et long terme doivent être identifiés, pour vérifier l'atteinte des objectifs selon les échéanciers prévus. Des indicateurs à court terme peuvent permettre de vérifier rapidement si le projet semble se dérouler correctement et une évaluation des résultats à court terme peut être requise pour obtenir un renouvellement de financement. Des indicateurs à moyen et à long terme peuvent, quant à eux, permettre d'évaluer la réussite du programme, comme expliqué à la section 2.23.

Les indicateurs les plus couramment utilisés et les plus recommandés pour évaluer le succès d'un programme sont présentés à la section 2.23 du présent essai.

La fréquence des évaluations doit suivre un échéancier des objectifs à atteindre ou un échéancier de suivi, mais il est possible que l'intensité et la durée des évaluations doivent être adaptées en cours de projet, selon son évolution. De plus, les évaluations doivent idéalement être menées par des autorités externes dans les projets (voir section 2.23).

3.4 Processus transversaux

Plusieurs processus doivent être exécutés au travers de plusieurs étapes et sous-étapes de la méthodologie. L'approche à utiliser pour chacun de ces processus est expliquée en détail dans la présente section, qui se divise en cinq sous-sections :

- Sous-section 3.4.1 Évaluation des risques
- Sous-section 3.4.2 Étude de faisabilité
- Sous-section 3.4.3 Diffusion des informations
- Sous-section 3.4.4 Prise de décisions
- Sous-section 3.4.5 Maintien du bien-être des animaux

3.4.1 Évaluation des risques

Comme le transfert d'espèces peut impliquer plusieurs risques, représentant des inconvénients potentiels dans le projet, il est essentiel de les évaluer soigneusement avant d'utiliser cette mesure de conservation. Une évaluation complète de l'ensemble des risques impliqués dans le transfert d'une espèce en amont du projet est indispensable.

Cette évaluation doit être réalisée lors de l'étape de la conception et de la planification du programme (section 3.1). Elle doit être effectuée au travers des sous-étapes 3.1.3 à 3.1.10, idéalement, au fur et à mesure de la conception du programme, puisque les risques qui existent peuvent influencer sa conception, mais aussi, parce que sa conception influence elle-même les risques impliqués dans le programme.

Il est conseillé que cette évaluation des risques soit effectuée par du personnel indépendant qui n'est pas impliqué dans les décisions d'un programme et qui n'est pas influencé par les gestionnaires de ce dernier, afin d'obtenir une évaluation aussi objective que possible (Mackintosh et al., 2002).

Lors de la conception et de la planification du programme, il faut tout d'abord effectuer une évaluation sommaire de l'ampleur des risques impliqués dans le projet et de choisir la méthode d'évaluation la plus appropriée à cette ampleur. Une évaluation plus approfondie des risques peut, par la suite, être réalisée si le niveau de risques évalué initialement s'avère important. Comme le précise par ailleurs l'UICN (2012), « [l']ampleur de l'évaluation des risques devrait être proportionnelle au niveau de risque identifié ».

Une fois la nature des risques identifiés dans l'évaluation sommaire, les probabilités d'obtenir différents scénarios de risques et la gravité de leurs conséquences doivent être estimées qualitativement ou quantitativement et des valeurs doivent leur être attribuées lors de l'évaluation approfondie. Diverses méthodes qualitatives (p. ex. catégories de risques négligeables, faibles, moyens et élevés) ou quantitatives d'évaluation de risques peuvent être employées. Une évaluation quantitative est plus précise, mais il arrive que le nombre de données permettant d'évaluer les risques soit insuffisant, et que seule une évaluation qualitative des risques puisse être effectuée (Mackintosh, Haigh et Griffin, 2002; UICN, 2012). Cette évaluation qualitative demeure tout de même primordiale, car le manque de données n'est pas synonyme d'absence de risques. Ces évaluations peuvent également comprendre la réalisation de modélisations afin de prédire les risques encourus (voir section 2.8).

Après avoir évalué les risques de manière approfondie, une évaluation des options permettant de réduire les probabilités ou les conséquences de ces risques doit être effectuée. Les risques reliés au transfert d'une espèce évoluent toutefois avec le temps; c'est pourquoi il faut tenir compte du fait que les mesures mises en place pour limiter ces risques pourraient devoir être adaptées aux différentes étapes d'un programme. (UICN, 2012) Puis, les risques résiduels doivent être pesés par rapport aux bénéfices potentiels d'un transfert et, s'ils surpassent ces derniers ou si l'incertitude qui leur est associée est élevée, il vaut mieux renoncer au projet et rechercher d'autres solutions alternatives pour sauvegarder une espèce.

Les divers types de risques à évaluer et les facteurs qui les influencent sont décrits à la section 2.24 de l'essai.

3.4.2 Étude de faisabilité

Le transfert d'espèces animales requiert beaucoup d'investissements et peut occasionner des impacts sur les humains. Par conséquent, il est nécessaire de s'assurer de la réelle faisabilité d'un projet de transfert avant de l'entreprendre. Contrairement à l'évaluation des risques, l'étude de faisabilité considère les contraintes que comporte un projet, plutôt que les inconvénients potentiels qu'il peut occasionner. Il est conseillé de réaliser cette étude après l'évaluation des risques, afin que les contraintes qui seront identifiées tiennent compte des mesures prévues pour limiter les risques et des valeurs de risques résiduels obtenues.

Cette étude doit être réalisée lors de l'étape de la conception et de la planification du programme (section 3.1). Elle doit être effectuée au travers des sous-étapes 3.1.3 à 3.1.10, idéalement, au fur et à mesure de la conception du programme, car la conception du programme dépend de sa faisabilité, mais aussi, parce que sa faisabilité vis-à-vis de divers aspects influence sa conception.

L'étude doit aussi être effectuée selon l'échelle temporelle et spatiale appropriée, c'est-à-dire à long terme et en considérant le déplacement potentiel des espèces mobiles/migratrices sur un territoire (UICN, 1998).

L'étude de faisabilité doit être réalisée sur les plans écologique, social et financier. Les facteurs influençant la faisabilité d'un projet doivent être d'abord identifiés et l'ampleur de leurs impacts évaluée. Une fois les facteurs identifiés et leurs impacts évalués, les mesures devant être mises en œuvre pour assurer la faisabilité d'un projet doivent être déterminées. La faisabilité à instaurer ces mesures doit être évaluée pour effectuer ce choix, de manière qualitative ou quantitative selon des critères préétablis. Des modélisations peuvent, entre autres, être réalisées, afin de prédire les impacts engendrés par un projet de transfert sur divers facteurs (voir section 2.8).

L'étude de faisabilité se divise en trois parties :

- Faisabilité écologique;
- Faisabilité sociale;
- Faisabilité financière.

Faisabilité écologique

L'étude de faisabilité écologique doit principalement tenir compte des facteurs suivants :

- Connaissances;
- Habitat;
- Climat;
- Fondateurs;
- Bien-être animal;
- Pathologies.

Ceux-ci sont décrits en détail à la sous-section 2.25.1 de l'essai.

Faisabilité sociale

Comme expliqué à la sous-section 2.25.2, pour considérer un projet faisable sur le plan social, l'ensemble de ses implications doivent être acceptées et soutenues par les parties prenantes concernées (UICN, 1998).

Afin d'évaluer la faisabilité sociale d'un projet, il faut analyser les contextes social, culturel et politique rattachés à une espèce et à la région prévue pour son relâchement lorsque l'on envisage son transfert. Pour ce faire, « les circonstances socioéconomiques, les attitudes et valeurs des communautés, leurs motivations et leurs attentes, leurs comportements et l'évolution de ceux-ci, ainsi que les coûts et avantages prévisibles » (UICN, 2012) d'un projet de transfert doivent être étudiés lors de la planification de celui-ci. Pour recueillir ces informations, des sondages peuvent être diffusés auprès des parties prenantes pertinentes (AZA, 1992). Cette information permettra de dresser un portrait sommaire de la perception des acteurs vis-à-vis d'un projet, et ainsi d'évaluer sa faisabilité sociale. L'acquisition d'information sur l'ensemble de ces facteurs constitue par ailleurs la base pour déterminer comment un projet de transfert peut amener les parties prenantes à prendre position en sa faveur (UICN, 2012).

Lors de cette démarche, les implications relatives à un projet de transfert doivent toutefois être pleinement comprises par les collectivités locales et les intervenants pertinents au préalable pour pouvoir évaluer sa faisabilité sociale. Il faut donc informer adéquatement ces parties prenantes selon les méthodes présentées à la section 3.4.3.

Faisabilité financière

Comme expliqué à la section 2.25.3, un projet doit détenir un financement suffisant garanti pour une période de temps adéquate et flexible pour couvrir toutes les dépenses impliquées dans ce dernier.

Pour pouvoir statuer sur la faisabilité financière d'un projet, il faut d'abord évaluer l'ensemble des coûts du projet. Cette évaluation doit comprendre les coûts des activités planifiées dans le programme, ceux pour la stratégie de sortie préalablement établie et ceux pour les dommages potentiels pouvant survenir au cours

du projet (voir sections 2.20 et 2.25 pour obtenir plus de détails). Puis, il faut évaluer la possibilité de financer l'ensemble de ces dépenses en identifiant des bailleurs de fonds, des activités de financement, etc.

3.4.3 Diffusion des informations

Une diffusion efficace des informations concernant le programme de transfert auprès des diverses parties prenantes et de la communauté scientifique est fondamentale pour plusieurs raisons (voir section 2.19). Cette diffusion doit être réalisée du début à la fin d'un programme de transfert et de manière fréquente.

Tout d'abord, une stratégie de communication doit être élaborée pour le projet en tenant compte de divers facteurs (p. ex. nature, format et langues des informations diffusées), afin qu'elle soit adaptée au public ciblé et qu'elle réussisse à gagner leur attention (Kleiman, 1989; UICN, 2012). Cette stratégie de communication doit également prévoir des porte-paroles spécifiques pour le partage de certaines informations selon les circonstances (p. ex. informer des journalistes, les législateurs, les financeurs et autres « VIPs »), surtout en cas de problème (AZA, 1992).

Ensuite, les avantages et les inconvénients du programme doivent être partagés auprès des parties prenantes impliquées dès le début de celui-ci, afin de s'assurer de leur support et de permettre une prise de décision éclairée (UICN, 2012). Une liste des différentes parties prenantes pouvant être impliquées dans le cadre d'un programme de transfert animal au Québec est disponible à l'annexe 3 du présent essai. Il est donc recommandé de communiquer avec les parties prenantes qui y sont indiquées à l'échelle locale ou régionale pertinente dès la conception et la planification du projet.

La diffusion d'informations sur les aspects indiqués au tableau 3.8 auprès des diverses parties prenantes est recommandée tout au long du projet de transfert.

Pour diffuser ces informations, des rapports sur ces différents aspects doivent être élaborés et diffusés à chaque étape importante d'un projet. Ceux-ci doivent ensuite être diffusés par les plates-formes de diffusion et les processus de consultation qui auront été choisis dans la stratégie de communication préalablement établie. (UICN, 2012) Voici quelques exemples de moyens de diffusion pouvant être utilisés :

- Journaux, magazines et autres médias écrits;
- Télévision, radio et autres médias audiovisuels;
- Sites web, blogues, réseaux sociaux et autres médias d'Internet;
- Présentations organisées à proximité des sites de relâchement (municipalités, écoles, etc.);
- Événements sous forme de processus consultatifs;
- Mécanismes d'évaluation et de planification participatives. (UICN, 2012)

Tableau 3.8 Aspects sur lesquels des informations doivent être diffusées aux parties prenantes

(compilation d'après : AZA, 1992; Estrada, 2014; NSRF, 2014).

Aspects	
Espèce	Plus grandes menaces envers le succès
Localisation et site de relâchement	Organisations impliquées
Site clôturé ou non clôturé?	Agence de délivrance des permis/organisme de surveillance
Proximité des zones urbaines	Planification
Taille de la population actuelle	Financement
Taille de la population transférée	Préparation et entraînement des animaux (enrichissement environnemental, soins vétérinaires; etc.)
Nombre d'individus relâchés depuis le début	Transport
Nombre d'individus survivants à la reproduction artificielle	Techniques de relâchement
Nombre d'individus en captivité	Interventions de sauvetage après le relâchement (soins vétérinaires, redéploiement d'animaux désorientés, etc.)
Dates des relâchements	Suivis prévus
Structure sociale du groupe d'individus relâchés	Résultats selon les données recueillies dans le suivi après-relâchement (statut, abondance, localisation des individus, etc.)
Coûts par individus	Estimation du succès du projet

En ce qui concerne la diffusion d'information auprès de la communauté scientifique, il est recommandé de partager plusieurs informations précises par rapport aux méthodes utilisées et aux résultats obtenus après la réalisation d'un projet de transfert. Pour ce faire, il est idéalement suggéré de publier les méthodologies utilisées et les résultats obtenus lors du projet de manière détaillée dans une revue scientifique avec les références, mais minimalement, sur un site web. (Sutherland et al., 2010)

La première publication de ces informations devrait habituellement être déposée 5 ans après le transfert. Ensuite, il est suggéré de les publier après 10 ans, 15 ans et 20 ans. En revanche, lorsque l'espèce a une longue durée de vie (p. ex. âge de reproduction au-delà de 5 ans), la première publication peut être déposée seulement 10 ans après le transfert. Également, si la population ne s'établit pas, il est recommandé de publier les résultats après 1 an d'observation. (Sutherland et al., 2010)

Le tableau 3.9 présente les aspects minimaux pour lesquels la diffusion d'informations auprès de la communauté scientifique est recommandée à la suite d'un projet de transfert.

Tableau 3.9 Aspects sur lesquels des informations doivent être publiées minimalement (compilation d'après : AZA, 1992; NSRF, 2014; Sutherland et al., 2010).

Aspects
Planification : <ul style="list-style-type: none"> • Espèce; • Nombre de relâchements et délais entre chacun; • Individus provenant de la nature? (+ localisation et histoire) • Individus provenant d'un milieu en captivité? (+ origine et temps en captivité) • Marquage des individus? (+ combien et types de marquage) • Dépistage génétique? • Localisation du relâchement.
Financement
Préparation et entraînement des animaux : <ul style="list-style-type: none"> • Dépistage vétérinaire? (+ type et résultats) • Traitements ou vaccination? • Enrichissement environnemental prérelâchement? (+ techniques utilisées et résultats)
Transport : <ul style="list-style-type: none"> • Distance de déplacement; • Mode de transport; • Mortalités durant la capture, la manipulation ou le transport? (+ leurs causes)
Techniques de relâchement : <ul style="list-style-type: none"> • Mesures de libération en douceur? (+ niveau : doux, ferme ou mixé, et types) • Approvisionnement supplémentaire en nourriture? (+ quantité et fréquence) • Approvisionnement en sites de reproduction artificielle? • Contrôle de prédateurs et de compétiteurs? (+ espèces et méthodes de contrôle) • Contrôle sanitaire post-relâchement?
Résultats selon les données recueillies dans le suivi après-relâchement (statut, abondance, localisation des individus, etc.)
Modifications de l'attitude et des connaissances des communautés humaines locales
Estimation du succès du projet

3.4.4 Prise de décisions

Les processus décisionnels devraient s'opérer tout au long d'un projet de transfert animal, en fonction, notamment, de l'acceptabilité de ses avantages et de ses inconvénients, considérant qu'ils peuvent être inégalement distribués entre les divers acteurs (NSRF, 2014; UICN, 2012). En effet, étant donné les enjeux importants que comporte un tel projet, il est recommandé de consulter toutes les parties prenantes concernées par un projet pour l'ensemble des décisions importantes devant être prises au cours de celui-ci.

Selon l'UICN (2012), le processus de décision utilisé tout au long d'un projet se doit d'être transparent et « conforme à la compréhension actuelle de la dynamique et des impacts de la population, à la valeur accordée aux différents résultats par toutes les personnes impliquées, et au coût des options de gestion ». Pour ce faire, à chaque grande étape d'un projet de transfert, une diffusion adéquate des informations qui

le concernant doit être effectuée, selon la méthodologie décrite à la sous-section 3.4.3. Ensuite, la consultation des parties prenantes impliquées dans le projet doit être réalisée. Différents types de processus peuvent être utilisés pour consulter les parties prenantes : organisation d'événements sous forme de processus consultatifs, mécanismes d'évaluation et de planification participatives, etc. Ces processus doivent toutefois permettre un dialogue favorisant l'établissement d'un accord mutuel pour encadrer tous les débats pouvant survenir dans le projet (NSRF, 2014). Ils doivent résulter en une prise de décisions socialement acceptée sur les enjeux et les étapes importantes du projet de transfert (espèce ciblée, stratégie de sortie, localisation du site de relâchement, etc.). Enfin, les décisions formulées doivent être intégrées durant toute la réalisation du projet.

Pour les décisions courantes d'un programme, il est recommandé d'utiliser des approches plus formelles de gestion adaptative (UICN, 2012). Ces approches « consistent à définir d'avance des modèles alternatifs » de gestion selon les conclusions obtenues (UICN, 2012), afin de réagir plus rapidement lors des situations nécessitant une prise de décision. Des plans en réponse à différentes situations ou résultats pouvant être obtenus doivent donc être élaborés en début d'un programme et au fur et à mesure de celui-ci, avant chaque nouvelle intervention portée au projet ou méthode utilisée dans ce dernier (McCarthy, Armstrong et Runge, 2012).

3.4.5 Maintien du bien-être des animaux

Tout au long d'un programme de transfert, il est primordial de mettre en place toutes les mesures possibles pour assurer le bien-être des animaux en limitant les sources de stress et les souffrances potentielles envers ceux-ci. Comme expliqué à la section 2.16, plusieurs étapes d'un programme peuvent infliger des stress importants aux animaux (capture, manipulation, examens vétérinaires, transport, relâchement, adaptation au site de relâchement, etc.).

Il faut donc, penser, lors de la conception et de la planification de toutes les étapes du projet et pour toutes les méthodes utilisées au cours de celui-ci, à limiter le plus possible les sources et l'intensité des stress auxquels peuvent être exposés les individus. Cela nécessite de choisir, idéalement, les méthodes nécessitant le moins de manipulation possible, ainsi que le moins de temps de manipulation possible, par exemple, lors de la capture des individus et des examens vétérinaires. Les individus vivant en captivité peuvent aussi subir du stress en raison de leur exposition aux humains; c'est pourquoi il est recommandé de limiter les interactions avec les humains le plus possible. L'évaluation de chaque méthode envisagée, tout au long du programme, doit donc être effectuée en fonction de ces critères, afin de choisir celles ayant le moins d'impact sur le bien-être des animaux.

Comme expliqué à la section 2.16, même si certains types d'enrichissement environnemental peuvent engendrer du stress chez les individus, il faut rappeler qu'un stress de courte durée peut être bénéfique

pour assurer leur bien-être à long terme, une fois transférés dans la nature, comme expliqué à la section 2.11.

4. ANALYSE FORCES-FAIBLESSES-OPPORTUNITÉS-MENACES DE LA MÉTHODOLOGIE

Le chapitre 4 analyse de manière critique la méthodologie proposée au chapitre 3 pour réaliser des programmes à succès de transfert d'espèces animales terrestres au Canada. Une analyse forces-faiblesses-opportunités-menaces (FFOM) a été effectuée, afin de mettre en évidence les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces qui lui sont associées. Cette analyse permet d'obtenir un portrait global objectif et nuancé de la méthodologie proposée.

Le chapitre 4 se divise en deux sections. La section 4.1 présente la méthodologie utilisée pour la mise en œuvre de l'analyse FFOM et la section 4.2 présente les résultats obtenus par cette analyse et en fait l'interprétation.

4.1 Méthodologie de l'analyse FFOM

L'analyse FFOM constitue un outil d'analyse stratégique permettant d'identifier, comme son nom l'indique, les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces associées à un projet ou d'un domaine d'activité. Cette analyse permet d'évaluer comment tirer profit des forces et atténuer les faiblesses d'un projet ou d'un domaine, et si, dans son environnement externe, des opportunités peuvent être saisies et des menaces évitées face à des facteurs externes. Autrement dit, cet outil peut servir à maximiser le potentiel des forces et des situations favorables, ainsi qu'à minimiser les répercussions négatives. Cette méthode d'analyse constitue donc un excellent moyen pour déterminer une stratégie qui tient compte de l'ensemble des facteurs importants impliqués dans et autour d'un projet, afin de le réaliser de manière efficace.

L'utilisation de ce type d'analyse permet de mettre en lumière les différentes options possibles dans un projet ou d'un domaine d'activité. Il s'agit d'un type d'analyse simple à effectuer et synthétisant les facteurs les plus influents dans un projet, ce qui permet de visualiser rapidement l'adéquation d'une stratégie par rapport à une problématique. (Ghazinoory, Abdi et Azadegan-Mehr, 2011) Toutefois, il faut savoir que ce type d'analyse peut également être imprécis et incomplet si les facteurs évalués sont trop généraux et inadéquatement définis. Par ailleurs, puisque l'analyse FFOM est basée sur le jugement des participants, elle est, par le fait même, subjective et le plus souvent qualitative. Néanmoins, des analyses FFOM quantitatives peuvent être effectuées, afin d'obtenir des résultats plus détaillés et précis, mais elles demeurent plus complexes à réaliser et requièrent plus de temps que des analyses qualitatives (Chang et Huang, 2006). Quoi qu'il en soit, l'analyse FFOM est de plus en plus utilisée dans les domaines de l'environnement et du développement durable, afin d'identifier les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces existantes pour une organisation et ses parties prenantes d'un point de vue environnemental, social et économique (Ghazinoory et al., 2011; World Resources Institute, 2012).

Étant donné les contraintes de cet essai (contraintes de temps, de ressources, etc.), une analyse FFOM qualitative, plutôt que quantitative, sera réalisée pour analyser le transfert d'espèces animales terrestres au

Canada. Pour effectuer l'analyse, les forces, les faiblesses, les menaces et les opportunités en lien avec le sujet seront identifiées, classifiées dans une matrice et analysées à partir des informations relevées dans cet essai. L'ensemble des informations recueillies permettra d'obtenir un portrait global du transfert animal; c'est pourquoi cette méthode est adéquate dans le cas qui nous concerne, malgré les limites qu'elle présente (niveau de précision moins élevée, niveau de subjectivité plus élevé, etc.).

Afin de réaliser une analyse FFOM dans les règles de l'art, les définitions des termes essentiels sont présentées au tableau 4.1.

Tableau 4.1 Termes et définitions de l'analyse FFOM de la méthodologie du chapitre 3.

Termes	Définitions
Forces	Facteurs internes à la méthodologie qui en favorisent son application.
Faiblesses	Facteurs internes à la méthodologie qui en défavorisent son application.
Opportunités	Facteurs externes à la méthodologie qui en favorisent son application.
Menaces	Facteurs externes à la méthodologie qui en défavorisent son application.

Les facteurs internes représentent des facteurs pouvant être contrôlés par un gestionnaire de programme, tandis que les facteurs externes sont des facteurs qui ne peuvent généralement pas être contrôlés par une organisation.

4.2 Résultats et interprétation

Les résultats obtenus dans l'analyse FFOM sont présentés au tableau 4.2. Tous les résultats ont été obtenus en identifiant les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces associées à la méthodologie proposée au chapitre 3 et en se basant sur l'ensemble des informations relevées dans les chapitres 1 et 2 de l'essai. Cette section analyse les résultats obtenus, soit les forces (section 4.2.1), les faiblesses (section 4.2.2), les opportunités (section 4.2.3) et les menaces (section 4.2.4) en lien avec la méthodologie proposée.

4.2.1 Forces

Tout d'abord, comme indiqué au tableau 4.2, la méthodologie relative au transfert d'espèces animales proposée au chapitre 3 comporte plusieurs forces. Premièrement, elle peut être une méthodologie appropriée et efficace pour sauvegarder une espèce en situation précaire et pour rétablir une fonction écologique au sein d'un écosystème. En effet, cela découle du fait qu'il s'agit d'une méthode permettant de gérer très intensivement une espèce en contrôlant de nombreux facteurs d'influence de sorte à maximiser ses probabilités de survie, favorisant les chances de la sauvegarder ou de préserver une fonction écologique.

Tableau 4.2 Résultats de l'analyse FFOM sur la méthodologie proposée pour la réalisation de programmes à succès de transfert d'espèces animales terrestres au Canada.

	Favorable à l'atteinte des objectifs	Défavorable à l'atteinte des objectifs
Origine interne	<p>Forces :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Méthodologie appropriée et efficace pour sauvegarder une espèce en situation précaire - Méthodologie appropriée et efficace pour rétablir une fonction écologique d'un écosystème - Engendre des bénéfices sur le plan social pour la population humaine - Engendre des bénéfices sur le plan économique pour la population humaine - Méthodologie limitant les facteurs d'échec - Favorise le bien-être animal - Attire l'intérêt du public et des médias - Attire le support de financeurs 	<p>Faiblesses :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Méthodologie moins efficace que d'autres pour conserver plusieurs espèces à la fois - Méthodologie non universelle - Méthodologie dont la probabilité de succès est difficile à prévoir et impliquant plusieurs risques et incertitudes - Méthodologie complexe à mettre en œuvre - Nécessite beaucoup de temps pour l'appliquer - Nécessite des ressources financières considérables, qui doivent être garanties et flexibles
Origine externe	<p>Opportunités :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Augmentation des besoins en matière de sauvegarde animale, en raison de la diminution croissante de la biodiversité et de la dégradation de l'environnement - Augmentation de la sensibilisation du public et de la classe politique à l'égard de la perte de biodiversité - Accroissement des sources de financement dans le domaine de la conservation - Apparition croissante d'outils technologiques de plus en plus sophistiqués et de moins en moins coûteux - Augmentation de la disponibilité et de l'accessibilité à des données diverses 	<p>Menaces :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Augmentation des menaces de nature biophysique sur les écosystèmes - Augmentation des menaces de nature anthropique sur les écosystèmes - Encadrement légal et réglementaire très contraignant - Priorités accordées à d'autres problématiques environnementales

Ensuite, les projets de transfert mis en œuvre avec cette méthodologie peuvent occasionner des impacts positifs sur la valorisation personnelle ou professionnelle des personnes impliquées dans ces projets, par exemple lorsqu'ils occupent un emploi ou font du bénévolat au sein de ceux-ci. En revanche, pour pouvoir obtenir ces bénéfices potentiels, encore faut-il implanter des activités socioéconomiques, ce qui nécessite des ressources supplémentaires ainsi qu'une logistique plus complexe. De plus, même si l'on intègre ces activités, les bénéfices sociaux qu'elles peuvent engendrer ne sont pas nécessairement garantis et il reste difficile d'en prédire précisément leur ampleur (Reading et al., 1997). Néanmoins, la diversité d'activités socioéconomiques pouvant être mises en place et l'échelle variable de leur envergure offrent aux gestionnaires de programmes énormément de possibilités pour les concevoir selon les ressources dont ils disposent et la logistique qui leur convient; c'est pourquoi il s'agit tout de même d'une force importante de la méthodologie.

Des bénéfices économiques peuvent également être générés par la mise en place d'un programme de transfert animal, tels que la création d'emplois et la stimulation de l'économie locale. Des activités écotouristiques doivent toutefois être implantées dans le cadre d'un programme pour pouvoir obtenir des bénéfices économiques significatifs. Par ailleurs, il demeure difficile de prévoir, avant l'implantation d'un tel programme, quelle sera l'ampleur de ces bénéfices. Néanmoins, comme expliqué au chapitre 1, plusieurs projets de transfert antérieurs ont entraîné des bénéfices substantiels dans le cadre de leurs activités; c'est pourquoi il s'agit d'une force pouvant être très importante lorsqu'elle est bien exploitée. De même, des bénéfices économiques offerts par des services écosystémiques peuvent être retirés par la population humaine lorsque des espèces ou une fonction écologique sont préservées dans un secteur donné. Il reste toutefois difficile d'évaluer avec précision quels services écosystémiques seront retirés par une population lors de la sauvegarde d'une espèce ou d'une fonction et les valeurs économiques qui leur sont associées (Holzman, 2012). Règle générale toutefois, les bénéfices économiques retirés par la population des services écosystémiques sont considérables par unité de superficie (Costanza et al., 1997); c'est pourquoi il s'agit d'une force qui surpasse largement la difficulté de pouvoir les évaluer.

Par ailleurs, la méthodologie est construite de manière à limiter les facteurs d'échec le plus possible, ce qui représente une de ses grandes forces, puisque cela favorise les chances de succès des projets. En effet, elle réduit au maximum les probabilités que des problèmes surviennent au cours des projets de transfert au moyen de diverses mesures préventives (élimination des causes de déclin, étude de la qualité du site de relâchement, protection légale du site de relâchement, financement garanti, étude de faisabilité, évaluation des risques, collaboration avec les parties prenantes, techniques de gestion adaptative, etc.). Elle met aussi l'accent sur la mise en place d'activités de suivi rigoureuses, ce qui augmente les chances d'identifier rapidement les problèmes potentiels, et permet donc, d'entreprendre les interventions qui s'imposent rapidement, afin de limiter les conséquences négatives. Par ailleurs, elle intègre de multiples pratiques visant à maximiser la survie des individus et minimiser les risques de mortalité, tels que les soins

« bon départ », la libération en douceur, l'enrichissement environnemental, le contrôle de la santé et des risques de maladies, etc., favorisant les probabilités de succès des projets.

Également, la méthodologie inclut des pratiques visant à assurer le bien-être animal en limitant les souffrances et le stress pouvant être subi par les spécimens, et ce, tout au long d'un projet de transfert. Cela représente donc une force d'un point de vue de l'éthique en bien-être animal.

Enfin, le transfert d'espèces animales constitue un outil de conservation particulièrement attrayant comparativement à d'autres méthodes de conservation existantes. En effet, le relâchement d'animaux en milieu naturel représente un événement généralement perçu comme spectaculaire, qui attire les médias, l'intérêt public et le support de certains financeurs (Dodd et Seigel, 1991; Fischer et Lindenmayer, 2000; Snyder et al., 1996; Wiese, Willis et Hutchins, 1996). Cela peut être avantageux si les objectifs éventuels d'un programme ou d'une organisation, autres que ceux visant à sauvegarder une espèce, sont de sensibiliser la population, d'augmenter sa visibilité à des fins marketing, d'accroître ses sources de financement potentielles ou de développer son réseau de contacts. De plus, la méthodologie comprend plusieurs mesures comme la diffusion d'informations, la publication des résultats, la prise en compte des parties prenantes intéressées, de la publicité, etc. Ces pratiques peuvent donc favoriser le support de financeurs ainsi que l'intérêt du public et de la sphère médiatique.

4.2.2 Faiblesses

Dans un autre ordre d'idées, la méthodologie proposée au chapitre 3 comporte certaines faiblesses, comme il est possible de l'observer au tableau 4.2. Premièrement, comme l'expliquent MacKinnon et MacKinnon (1991) et Estrada (2014), d'autres méthodes de conservation, comme la création d'aires protégées, sont plus efficaces que le transfert animal pour conserver la biodiversité en général, car elles permettent de conserver davantage d'espèces à la fois dans un endroit donné. Les bénéfices retirés par ces autres méthodes seraient donc plus grands relativement aux coûts nécessaires pour les mettre en application, en comparaison avec le transfert d'espèces. Néanmoins, ces méthodes de gestion à plus grande échelle ne permettent pas une gestion aussi ciblée et intensive que le transfert animal; elles sont donc moins efficaces pour sauvegarder une espèce en situation précaire que la méthodologie proposée.

Deuxièmement, la méthodologie n'est pas complètement universelle, c'est-à-dire que plusieurs de ses étapes peuvent différer d'un projet à l'autre en fonction de plusieurs facteurs, tels que l'espèce ciblée, la provenance et le nombre d'individus disponibles, les préférences des diverses parties prenantes impliquées, etc. Ainsi, de nombreux choix sur les protocoles à utiliser doivent être faits au cours de l'application de la méthodologie, et des approches au cas par cas sont à préconiser sur plusieurs aspects. Certaines décisions doivent même parfois être prises entre deux choix très opposés, basés sur des faits contradictoires dans la littérature scientifique. La méthodologie proposée pour réaliser des projets de

transfert n'indique donc pas qu'une seule voie possible dans son application, puisque certaines étapes font appel au jugement des gestionnaires en fonction de divers facteurs et que des choix parfois ambigus doivent être faits. Toutefois, même si la méthodologie n'est pas universelle, cela peut tout de même représenter un avantage pour un gestionnaire qui souhaite avoir une certaine flexibilité dans ses choix vis-à-vis de la manière dont certains protocoles sont mis en œuvre et être informé de toutes les possibilités qui s'offrent à lui. De plus, il demeure impossible de déterminer une méthodologie complètement universelle, même pour un taxon en particulier (mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, etc.), étant donné les grandes différences qui existent entre les espèces et parce qu'on ne possède, somme toute, pas encore beaucoup d'information en matière de transfert d'espèces animales, qui est une pratique encore récente (Estrada, 2014; Fa et al., 2011; May, 1991). De plus, les résultats de projets de transfert ayant subi des échecs sont rarement publiés, parce que les organisations impliquées sont préoccupées par la publicité négative pouvant être occasionnée (Teixeira et al., 2007). Cela n'aide donc pas à pouvoir identifier les meilleures pratiques à employer pour la réalisation de projets à succès et ainsi, déterminer une méthodologie standardisée pour les mettre en œuvre.

Troisièmement, même si un gestionnaire de programme applique l'ensemble de la méthodologie proposée à la lettre, basée sur les meilleures pratiques relevées dans la littérature, il reste difficile de prédire le succès du programme de transfert qui en résultera. En effet, même si le nombre de programmes à succès augmente depuis les dernières décennies, les statistiques les plus à jour indiquent malgré tout un taux de succès intermédiaire; en effet, 58 % des projets de transfert actuels, tous taxons confondus, sont considérés comme des projets à succès (Jachowski et al., 2016). De plus, on ne possède pas encore beaucoup de connaissances très précises sur les facteurs de succès et d'échec des programmes, parce qu'encore trop peu de projets de transfert animal ont été réalisés à ce jour et que les méthodes utilisées dans ces projets sont encore peu documentées (Fa et al., 2011; May, 1991). Les facteurs de succès associés à la méthodologie sont aussi encore peu démontrés sur le plan scientifique; ils peuvent parfois être identifiés en fonction des perceptions et des suppositions logiques énoncées par des gestionnaires de programmes, mais sans qu'une réelle relation à ce titre ait été démontrée (Bennett et al., 2017; UICN, 2018b; Wolf et al., 1996). L'utilisation de la méthodologie proposée oblige également la prise en compte de nombreuses incertitudes sur divers aspects, tels que l'identification des causes de déclin d'une espèce, les prédictions des résultats pouvant être générées, les risques existants (risques écologiques, pour les populations sources, de maladies, d'invasions collatérales, génétiques, socioéconomiques et financiers) et leur gravité, etc. Ainsi, l'efficacité de la méthodologie est très difficile à prédire et peut varier d'un projet à l'autre (Bennett et al., 2017; Kapos et al., 2008; Knight, 2009). Malgré cela, la méthodologie propose aussi de nombreuses mesures permettant de l'appliquer avec le plus de rigueur possible, en limitant beaucoup les risques et en se basant autant que possible sur des faits démontrés. Ainsi, il est possible d'atténuer cette faiblesse dans une certaine mesure par différents moyens compris dans la méthodologie.

De plus, la méthodologie proposée est très complexe à mettre en œuvre. Effectivement, elle exige l'élimination ou l'atténuation suffisante des causes de déclin ou de menaces, ce qui peut être difficile à

réaliser (Ewen et al., 2014; Wolf et al., 1996; UICN, 2012). Elle comporte de nombreuses étapes nécessitant de prendre plusieurs décisions et demandant une grande logistique pour les effectuer dans un ordre optimal. Cela requiert donc une planification rigoureuse. De même, différentes connaissances et compétences spécialisées sur divers aspects (biologiques, éthologiques, génétiques, vétérinaires, sociaux, financiers, etc.), et des études approfondies (études de faisabilité, évaluations des risques, etc.) doivent être effectuées pour la mettre en œuvre, ce qui requiert beaucoup de personnel ayant des compétences diversifiées, et parfois rares. L'application de la méthodologie demande également le rassemblement de nombreuses parties prenantes et la considération de leurs intérêts et de leurs préoccupations pour les décisions importantes d'un projet; c'est pourquoi la communication et la logistique d'un projet peuvent être très complexes. Néanmoins, il faut mentionner que la complexité de la méthodologie naît de la volonté à réduire au maximum les risques d'échec des projets de transfert, c'est pourquoi cette faiblesse peut aussi représenter une certaine force.

À cela s'ajoute le fait que l'application de l'ensemble de la méthodologie proposée dans le présent essai puisse exiger beaucoup de temps, soit plusieurs années. Cela est néanmoins absolument essentiel pour pouvoir assurer l'établissement de populations et mesurer le succès des projets à long terme.

En outre, la méthodologie requiert des ressources financières considérables (pour la restauration de sites, les procédures d'insémination artificielle, les activités de suivi des populations, etc.), devant être, non seulement garanties pour une durée de temps suffisante qui est difficile à prédire, mais aussi flexibles, parce qu'un projet de transfert nécessite toujours plusieurs modifications en cours de réalisation. Or, les financeurs subventionnent généralement conditionnellement à ce que les prédictions des résultats d'un projet soient fortement positives et les risques faibles, alors que le succès des projets de transfert animal est très difficile à prédire. De même, les nombreux impacts des projets étant difficiles à prédire, l'évaluation des coûts pour les réaliser l'est également, ce qui rend l'appui de financeurs plus fragile.

4.2.3 Opportunités

Il existe, à l'heure actuelle, plusieurs opportunités dont il est possible de tirer profit pour réaliser des projets de transfert animal aux fins de la sauvegarde (tableau 4.2). Premièrement, il y a un réel besoin à combler en matière de sauvegarde d'espèces, parce qu'il y a une diminution croissante de la biodiversité, une augmentation du nombre d'espèces en situation précaire ainsi qu'une hausse de la dégradation de l'environnement dans le monde. La réalisation de projets de transfert animal peut donc permettre de répondre à ces enjeux, ce qui correspond à une opportunité d'utiliser cette pratique de manière raisonnablement justifiée dans ces circonstances.

Deuxièmement, on observe une augmentation de la sensibilisation du public et de la classe politique à l'égard de la perte de biodiversité, et d'autres problématiques environnementales en général (Estrada, 2014;

Gusset, 2012). Ainsi, la mise en place de projets de transfert animal est de plus en plus susceptible de survenir dans le futur, étant donné que l'acceptabilité sociale envers ces projets sera de plus en plus probable.

Troisièmement, le financement pour les projets de conservation s'accroît de manière notable au Canada depuis les dernières années (Shields, 2018, 27 février), ce qui constitue une opportunité favorable à la réalisation de projets de transfert dans le futur, ces derniers étant très coûteux.

En outre, on observe l'apparition croissante d'outils technologiques de plus en plus sophistiqués, et de moins en moins coûteux, qui contribuent à la sauvegarde de la biodiversité (SIG, logiciels de modélisation, équipements de télémétrie, méthodes de séquençage d'acide désoxyribonucléique, drones, etc.) (Pimm et al., 2015). Ces outils permettent d'obtenir des informations plus précises sur les espèces et leurs déplacements, ce qui peut être utile pour prédire de manière plus juste les impacts des projets de transfert futurs, et ainsi mieux les planifier, en optimisant leur efficacité. Dans ce même ordre d'idées, on assiste à une augmentation de la disponibilité des données relatives aux espèces et aux projets de transfert antérieurs et de leur accessibilité (Pimm et al., 2015), ce qui permet également de mieux prédire les impacts de ces projets et d'améliorer leur efficacité.

4.2.4 Menaces

Plusieurs menaces constituent des barrières à la réalisation des projets de transfert animal (tableau 4.2). En premier, il y a une augmentation des menaces de nature biophysique sur les écosystèmes (propagation d'espèces exotiques envahissantes, changements climatiques, catastrophes naturelles, etc.). De même, les menaces de nature anthropique sur les écosystèmes sont également en hausse (perte et fragmentation des habitats, augmentation de la pollution et de l'exploitation des ressources naturelles, etc.). Tous ces impacts négatifs potentiels rendent le contrôle des menaces envers la survie des espèces plus complexe, bien que nécessaire, pour réaliser des projets de transfert animal à succès. L'existence de ces menaces rend également la prédiction des probabilités de succès des projets plus difficile à établir, puisqu'elles surviennent souvent de manière imprévisible.

Également, l'encadrement légal et réglementaire en matière de transfert animal est très contraignant. En effet, comme il est possible de le constater dans les précédents chapitres, de nombreuses lois et de nombreux règlements interviennent de manière directe ou indirecte sur plusieurs aspects du transfert animal. De multiples permis, autorisations écrites, licences et certificats doivent être obtenus par les gestionnaires de programme pour entreprendre diverses activités dans le cadre des transferts. Il faut aussi suivre des protocoles parfois longs et complexes pour respecter cet encadrement. Par exemple, pour importer une espèce, il est parfois nécessaire d'acheminer des animaux à des postes de contrôle spécifiques dans le pays, afin de les maintenir en quarantaine pendant un délai déterminé par les

inspecteurs. Des ressources humaines spécialisées, comme des vétérinaires, sont aussi parfois requises pour respecter certains des protocoles exigés par des lois et des règlements et pour attester certains documents obligatoires.

Finalement, les priorités actuelles de la population et de la classe politique dans le domaine de l'environnement ciblent davantage les changements climatiques, les rejets de dioxyde de carbone et le développement durable, que l'extinction d'espèces spécifiques. Ces problématiques sont par ailleurs plus couvertes dans la sphère médiatique que la perte de biodiversité, ce qui contribue à influencer l'intérêt envers celles-ci, au détriment de l'extinction des espèces (Baillargeon, 2015, 18 avril; Bouchard, 2018). Ainsi, l'implantation de projets de transfert peut être défavorisée par le fait qu'ils ne correspondent pas tout à fait aux priorités plus populaires dans le moment.

5. RECOMMANDATIONS POUR LA RÉALISATION D'UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES AU CANADA

Le chapitre 5 contient plusieurs recommandations en lien avec la réalisation de programmes de transfert d'espèces animales terrestres au Canada. Ces recommandations s'adressent à toute organisation désirant réaliser un projet de transfert animal à succès. Elles s'appuient sur l'ensemble des informations compilées dans cet essai, ainsi que sur l'analyse du chapitre 4.

Les recommandations se divisent en quatre sections : appliquer la méthodologie aussi rigoureusement que possible, en fonction des ressources disponibles et des risques impliqués (section 5.1), collaborer étroitement avec les intervenants et parties prenantes (section 5.2), maximiser les bénéfices socioéconomiques (section 5.3) et mettre en place toutes les mesures pour limiter les risques au maximum (section 5.4).

5.1 Appliquer la méthodologie aussi rigoureusement que possible, en fonction des ressources disponibles et des risques impliqués

À la lumière de toutes les informations recueillies dans cet essai, l'une des recommandations les plus importantes à retenir est la suivante : il est conseillé d'appliquer la méthodologie suggérée au chapitre 3 le plus rigoureusement possible, en fonction des ressources disponibles ainsi que des risques que le projet comporte.

La méthodologie proposée est basée sur les facteurs de succès et d'échec et les pratiques les plus recommandées par les programmes de transfert passés. Elle constitue donc, une approche idéale visant à maximiser les chances de succès d'un programme de transfert animal.

Cependant, comme l'analyse a pu le démontrer (chapitre 4), cette méthodologie requiert des ressources humaines, matérielles et financières considérables ainsi que beaucoup de connaissances. Elle est également très complexe à exécuter. Par conséquent, il est clair que l'application intégrale de cette méthodologie n'est pas à la portée de la majorité des organisations.

Il est donc recommandé, malgré toutes les suggestions comprises dans la méthodologie présentée, d'adopter une approche incarnant un certain compromis entre la rigueur de la démarche et les ressources qu'une organisation détient. Cela peut se traduire par la mise de côté des aspects de la méthodologie ayant un impact moins élevé selon les cas (enrichissement environnemental, soins « bon départ », libération en douceur, etc.) et, par le fait même, de se concentrer sur le respect des aspects ayant un impact particulièrement significatif sur le succès d'un projet (élimination des causes de déclin, gestion génétique et démographique, suivi démographique, évaluation des risques, etc.). Toutefois, les étapes d'un programme ayant un impact élevé varient selon plusieurs facteurs, comme l'espèce ciblée. Il faut donc

évaluer le plus précisément possible l'importance de chacune des étapes d'un programme spécifique avant de s'exempter de l'exécution de l'une ou l'autre d'entre elles.

Il est également recommandé d'assurer un compromis entre le fait de mettre à l'écart certaines étapes moins essentielles et les risques compris dans un projet. Comme expliqué au chapitre 3, un risque est la probabilité de voir survenir un événement indésirable, associé à la gravité de son impact. Si un projet comporte peu de risques, soit une faible probabilité d'impacts négatifs et que ces impacts possèdent aussi une faible gravité en général, le transfert d'une espèce, sans suivre tous les aspects de la méthodologie, peut être raisonnablement justifiée (et son succès assuré) dans un tel contexte. De même, si des risques intermédiaires existent, mais qu'ils peuvent être limités de manière efficace et fiable, le même raisonnement s'applique. En revanche, si des risques élevés existent relativement au transfert d'une espèce, il est, à l'opposé, recommandé de suivre la méthodologie le plus fidèlement possible, afin de maximiser les probabilités de succès du projet et de réduire les conséquences négatives potentielles.

Évidemment, si un projet de transfert affiche peu de risques, mais que l'organisation responsable de le réaliser peut se permettre d'investir beaucoup de ressources, il demeure recommandé de toujours appliquer la méthodologie le plus rigoureusement possible en priorité.

5.2 Collaborer efficacement avec les intervenants et parties prenantes

Une collaboration efficace avec les différents intervenants et parties prenantes est recommandée, puisqu'elle a des impacts positifs à de nombreux égards. En effet, une collaboration maximale permet à la fois de profiter de plusieurs des forces et des opportunités de la méthodologie proposée pour le transfert d'espèces, et d'atténuer plusieurs des faiblesses et des menaces potentielles identifiées dans l'analyse.

D'abord, une collaboration hâtive avec toutes les parties prenantes concernées par un projet permet d'augmenter les probabilités d'obtenir leur appui, puisque l'utilisation d'une démarche transparente est plus susceptible d'assurer l'acceptabilité sociale d'un projet et ainsi, de réduire ses risques d'échec. D'ailleurs, en cas de doute, il vaut toujours mieux contacter plus de personnes dès le début d'un projet, plutôt que pas assez, car il est préférable d'établir un réseau plus large en amont que d'obtenir de nouveaux points de vue inattendus et défavorables au projet, plus tard dans le processus.

De plus, le fait d'adopter une approche transparente, coopérative et ouverte à créer des bénéfices socioéconomiques pour les parties prenantes peut aussi augmenter les chances d'obtenir un financement, des ressources et les autorisations nécessaires pour réaliser un projet, par exemple de la part du gouvernement ou des municipalités, dont les principales préoccupations sont souvent l'acceptabilité sociale, le respect des lois et des règlements et les bénéfices des projets.

Par ailleurs, une collaboration efficace avec d'autres intervenants détenant de l'expertise diversifiée en matière de transfert animal peut augmenter les probabilités de succès des projets et limiter les difficultés à les réaliser en raison de la complexité de la méthodologie. L'échange de ressources, de connaissances et d'expérience est effectivement la clé pour faire face à la complexité des projets, et ainsi assurer leur réussite. À cet effet, il est fortement recommandé de collaborer avec les institutions zoologiques sérieuses, car ces organisations détiennent énormément de ressources matérielles (espaces en captivité, installations vétérinaires, etc.) et financières, en raison des revenus tirés des droits d'entrée qu'elles perçoivent pour offrir l'accès aux activités de divertissement qu'elles présentent. Elles possèdent également beaucoup d'expertise et d'expérience pertinentes, par exemple, sur la biologie et l'écologie des espèces, les méthodes d'enrichissement environnemental, la reproduction en captivité, la gestion génétique, etc. Elles mènent aussi souvent des programmes d'éducation et de recherche avec des structures organisationnelles déjà bien établies, dans lesquelles peuvent très bien s'insérer des projets de transfert. Plusieurs études mentionnent d'ailleurs que les institutions zoologiques sont notre meilleur espoir pour sauvegarder les espèces en situation précaire dans le futur. (Estrada, 2014; Snyder et al, 1996)

Le fait de collaborer activement avec les communautés locales d'un site visé pour le relâchement d'une espèce peut permettre de limiter les risques de menaces anthropiques (perte et fragmentation des habitats, pollution, perturbations, etc.) futures et ainsi, augmenter le succès des projets de transfert.

À cela s'ajoute le fait que la collaboration avec divers intervenants et parties prenantes est actuellement favorisée par plusieurs opportunités dont les organisations peuvent tirer profit. L'augmentation de la sensibilisation du public et de la classe politique à la perte de biodiversité accroît les chances que l'intérêt envers les projets soit au rendez-vous. L'accroissement du financement dans le domaine de la conservation peut aussi engendrer de plus en plus d'ouverture de la part des différentes parties prenantes, puisque la faisabilité financière des projets est mieux assurée dans ces circonstances.

Une bonne collaboration avec diverses parties prenantes peut donc avoir des impacts majeurs généralisés sur de nombreux aspects des projets de transfert, ce qui en fait un élément important à ne pas négliger. En somme, miser sur une collaboration efficace avec divers intervenants et parties prenantes permet de faire, en quelque sorte, d'une pierre deux coups (ou plutôt dix coups dans ce cas-ci), car cet élément représente un facteur central à la réussite de nombreux aspects de tous les projets de transfert animal.

5.3 Maximiser les bénéfices socioéconomiques

Il est recommandé de veiller à maximiser les bénéfices socioéconomiques pouvant être générés lors de la réalisation des programmes de transfert animal, et ce, pour plusieurs raisons.

Bien que l'on observe une augmentation de la sensibilisation de la population à l'égard de la perte de biodiversité depuis les dernières années, les bénéfices de sauvegarder une espèce animale sont encore aujourd'hui abstraits pour la majorité des gens. Ainsi, ce seul motif est encore souvent insuffisant pour convaincre plusieurs des parties prenantes de supporter ou de financer un projet de transfert animal. Les bénéfices sociaux et économiques pouvant être retirés par les divers acteurs sont en effet généralement plus prioritaires et/ou évidents pour la majorité des gens.

De plus, il faut savoir que ces bénéfices socioéconomiques peuvent parfois atténuer l'importance perçue par les parties prenantes des faiblesses et des menaces de la méthodologie associée à un projet de transfert. Par exemple, si un projet engendre de nombreux bénéfices socioéconomiques, les ressources et le temps importants qu'il requiert, son efficacité incertaine, la complexité à le réaliser, l'encadrement légal et réglementaire contraignant, etc. peuvent être perçus comme des obstacles plus négligeables que s'il n'avait pas ou peu de bénéfices socioéconomiques. Autrement dit, l'importance des forces d'un projet peut surpasser, en quelque sorte, l'importance perçue des faiblesses et des menaces de celui-ci; c'est pourquoi il est fortement conseillé de miser sur cet aspect.

Cela est d'autant plus vrai lorsque le modèle d'affaires d'un projet implique de retourner une partie des bénéfices économiques à certaines parties prenantes d'un projet. Néanmoins, les bénéficiaires des gains financiers d'un projet doivent être choisis en tenant compte des sources de revenus d'un projet, car il faut s'assurer qu'aucun problème ne survienne si les bénéficiaires sont différents des financeurs du projet.

L'implantation d'activités écotouristiques est également recommandée, lorsqu'il est possible de le faire, afin de maximiser les bénéfices socioéconomiques. Il faut toutefois assurer un compromis entre l'accès du public à un site où se situe l'espèce transférée et les perturbations qu'elle et son habitat peuvent supporter. Cela peut être réalisé, par exemple, par la conception d'aménagements stratégiques (panneaux brise-vue, plates-formes panoramiques ou belvédères, passerelles de bois, signalisation, etc.).

Cela dit, si les forces d'un projet peuvent surpasser les faiblesses de celui-ci, l'inverse est aussi possible. En effet, la moindre faiblesse socioéconomique peut dissuader des parties prenantes de supporter un projet, même s'il comporte plusieurs forces. Par exemple, un projet qui comporte plusieurs risques socioéconomiques, tels que des pertes de cultures ou des dommages aux biens matériels de résidents, a peu de chances d'être appuyé par certaines parties prenantes, comme des collectivités locales ou le gouvernement. Ainsi, il est particulièrement recommandé d'établir des accords de compensation à long terme pour compenser les pertes possibles des communautés situées à proximité du site de relâchement, afin de limiter le plus possible les menaces économiques potentielles et ainsi, favoriser le succès des projets.

5.4 Mettre en place toutes les mesures pour limiter les risques au maximum

Il est finalement recommandé de mettre en place toutes les mesures pour réduire le plus possible les risques impliqués dans un projet de transfert animal.

Comme expliqué dans les précédents chapitres, de nombreux risques, tant internes qu'externes, sont impliqués dans les projets de transfert. Le fait de limiter tous ces risques au moyen de solutions acceptables permet d'augmenter les probabilités de succès d'un projet, de réduire les taux de mortalité potentiels des animaux, de diminuer les risques financiers et d'augmenter le support de financeurs. Par conséquent, limiter les risques le plus possible conduit à la réduction de plusieurs faiblesses et menaces et à l'augmentation de l'une des forces identifiées dans l'analyse du chapitre 4, ce qui favorise grandement les chances de succès d'un projet.

CONCLUSION

Cet essai a permis de dresser un portrait exhaustif et à jour du transfert d'espèces animales terrestres, d'élaborer une méthodologie détaillée pour réaliser des projets à succès, d'analyser cette méthodologie, afin d'en identifier les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces et de formuler quelques recommandations.

En effet, l'essai a d'abord permis de décrire les divers types de transfert animal et les nombreux enjeux et impacts environnementaux, sociaux et économiques impliqués par l'utilisation de cet outil de conservation. L'essai a notamment permis de mettre en évidence le fait qu'il existe plusieurs risques environnementaux en lien avec le transfert d'une espèce, tels que des risques d'invasion collatérale ainsi que des risques d'une perte de diversité génétique au sein de l'espèce. De plus, de nombreux impacts sociaux négatifs peuvent survenir, tels que des risques envers la sécurité humaine et matérielle. Également, les projets de transfert animal sont très coûteux et nécessitent un financement garanti et flexible à long terme.

Ensuite, cet essai a permis de présenter les nombreux facteurs à considérer pour réaliser des programmes de transfert à succès, tels que l'élimination ou l'atténuation suffisante des causes de déclin d'une espèce, le choix du site de relâchement, le cadre législatif et réglementaire à respecter ainsi que les nombreuses méthodes pouvant être utilisées pour préparer tout comme pour entreprendre le relâchement d'une espèce dans la nature.

Puis, une méthodologie détaillée a pu être élaborée à partir de l'ensemble des informations recueillies dans l'essai. Celle-ci comprend trois grandes étapes (la conception et la planification d'un programme, la mise en œuvre d'un programme et le suivi) qui intègrent elles-mêmes plusieurs sous-étapes. Cette méthodologie comprend également divers processus devant être appliqués à plusieurs étapes ou sous-étapes de celle-ci.

Une analyse critique a par ailleurs permis de mettre en lumière les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces en lien avec cette méthodologie pour réaliser des programmes de transfert animal. L'analyse a, entre autres, mis en relief le fait que la méthodologie est appropriée et efficace pour sauvegarder une espèce en situation précaire et pour restaurer une fonction écologique au sein d'un écosystème. Elle permet aussi d'engendrer plusieurs bénéfices sur les plans social (offres d'activités écotouristiques, augmentation de la sensibilisation et de l'éducation, etc.) et économique (stimulation de l'économie locale, création d'emplois, etc.) à la population humaine. Des opportunités comme l'augmentation de la sensibilisation du public à l'égard de la biodiversité ainsi que l'apparition croissante d'outils technologiques sophistiqués favorisent par ailleurs l'utilisation de cet outil de conservation. En revanche, la méthodologie en lien avec le transfert animal est très complexe à mettre en œuvre et son efficacité est difficile à prédire. De plus, plusieurs menaces de nature biophysique et anthropique peuvent rendre difficile d'application la

méthodologie et le contexte législatif et réglementaire qui encadre le transfert d'espèces est très contraignant, ce qui représente une barrière à la réalisation de projets.

À partir de cette analyse, plusieurs recommandations ont pu être formulées pour l'application de la méthodologie en lien avec le transfert d'espèces, afin de tirer profit des forces et des opportunités de la méthodologie et d'atténuer les faiblesses et les menaces qui forment des barrières à son utilisation. Il est, entre autres, recommandé de collaborer étroitement avec les intervenants et les parties prenantes des projets et de maximiser les bénéfices socioéconomiques de ceux-ci. En outre, il est conseillé d'appliquer la méthodologie aussi rigoureusement que possible, en fonction des ressources disponibles et des risques impliqués.

En bref, il est possible d'établir que la rencontre des objectifs spécifiques a permis d'atteindre l'objectif général de cet essai, qui était d'analyser les pratiques de programmes de réintroduction existants, afin de proposer une méthodologie pour la réalisation de programmes de transfert efficaces destinés aux gestionnaires de programmes.

Pour conclure, les avancées considérables des dernières années dans le domaine du transfert animal ouvrent la porte à une efficacité croissante des projets futurs. Les gestionnaires de programmes auraient d'ailleurs avantage à s'associer au domaine de la recherche pour la réalisation des projets, afin de continuer d'acquérir des connaissances relatives à cet outil de conservation et d'évaluer les facteurs influençant le succès de ces projets. Quoi qu'il en soit, puisque chaque approche de conservation comporte son lot de forces et de faiblesses, le transfert d'espèces ne doit pas prendre le dessus sur d'autres méthodes de conservation, mais bien, exister en parallèle avec ces dernières.

RÉFÉRENCES

- Alberts, A. C. (1994). Dominance hierarchies in male lizards: Implications for zoo management programs. *Zoo Biology*, 13(5), 479-490.
- Alberts, A. C. (2007). Behavioral considerations of headstarting as a conservation strategy for endangered Caribbean rock iguanas. *Applied Animal Behaviour Science*, 102(3-4), 380-391.
- Alberts, A. C. et Phillips, J. A. (2004). Experimental Strategies for the Recovery of Depleted Populations of West Indian Rock Iguanas. Dans M. S. Gordon et S. M. Bartol (dir.), *Experimental Approaches to Conservation Biology* (p.83-100). Berkeley, CA : University of California Press.
- Alberts, A. C., Lemm, J. M., Grant, T. D. et Jackintell, L. A. (2004). *Testing the Utility of Headstarting as a Conservation Strategy for West Indian Iguanas*. Berkeley, CA : University of California Press.
- Alonso, R., Orejas, P., Lopes, F. et Sanz, C. (2011). Pre-release training of juvenile little owls *Athene noctua* to avoid predation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(2), 389-393.
- Araki, H., Cooper, B. et Blouin, M. S. (2007). Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science*, 318(5847), 100-103.
- Armstrong, D. P. et Seddon, P. J. (2008). Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1), 20-25.
- Armstrong, D. P., Hayward, M., Moro, D. et Seddon, P. J. (2015). *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. Melbourne, Australie : Csiro Publishing.
- Armsworth, P. R., Cantú-Salazar, L., Parnell, M., Davies, Z. G. et Stoneman, R. (2011). Management costs for small protected areas and economies of scale in habitat conservation. *Biological Conservation*, 144(1), 423-429.
- Asa, C. S., Traylor-Holzer, K. et Lacy, R. C. (2011). Can conservation-breeding programmes be improved by incorporating mate choice? *International Zoo Yearbook*, 45(1), 203-212.
- Association of Zoos & Aquariums (AZA). (1992). *Guidelines for Reintroduction of Animals Born or Held in Captivity*. Repéré à https://www.speakcdn.com/assets/2332/aza_guidelines_for_reintroduction_of_animals.pdf
- Azevedo, C. S. de et Young, R. J. (2006a). Behavioural responses of captive-born greater rheas *Rhea americana* Linnaeus (*Rheiformes*, *Rheidae*) submitted to antipredator training. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1), 186-193.
- Azevedo, C. S. de et Young, R. J. (2006b). Shyness and boldness in greater rheas *Rhea americana* Linnaeus (*Rheiformes*, *Rheidae*): the effects of antipredator training on the personality of the birds. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1), 202-210.
- Baillargeon, S. (2015, 18 avril). Le vert dans les médias. *Le Devoir*. Repéré à <https://www.ledevoir.com/culture/medias/437530/le-vert-dans-les-medias>
- Ballou, J. D. (1992). Genetic and Demographic Considerations in Endangered Species Captive Breeding and Reintroduction Programs. Dans D. R. McCullough et R. H. Barrett (dir.), *Wildlife 2001: Populations* (p. 262-275). Dordrecht, Pays-Bas : Springer Netherlands.
- Ballou, J. D. (1993). Assessing the Risks of Infectious Diseases in Captive Breeding and Reintroduction Programs. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24(3), 327-335.

- Banks, P. B., Norrdahl, K. et Korpimäki, E. (2002). Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological Conservation*, 103(2), 133-138.
- Bangs, E.E. et Fritts, S.H. (1996) Reintroducing the Gray Wolf to Central Idaho and Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin*, 24(2), 402-413.
- Beck, A. T., Freeman, A. et Davis, D. D. (1990). *Cognitive Therapy of Personality Disorders*. New York, NY : Guilford.
- Beck, B. B., Kleiman, D. G., Dietz, J. M., Castro, I., Carvalho, C., Martins, A. et Rettberg-Beck, B. (1991). Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins. The *Dodo: Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust*, 27, 50-61.
- Beck, B. B., Rapaport, L. G., Stanley Price, M. R., et Wilson, A. C. (1994). Reintroduction of captive-born animals. Dans P. J. S. Olney, G. M. Mace et A. T. C. Feistner (dir.), *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals* (p. 265–296). Londres, Angleterre : Chapman & Hall.
- Beldon, R. C. et McCown, J.W. (1996). *Florida panther reintroduction feasibility study*. (Rapport final, étude # 7507). Tallahassee, FL : Florida Game and Fresh Water Fish Commission.
- Bennett, A. M., Steiner, J., Carstairs, S., Gielens, A. et Davy, C. M. (2017). A question of scale: Replication and the effective evaluation of conservation interventions. *FACETS*, 2(2), 892-909.
- Berry, K. H. (1986). Desert Tortoise (*Gopherus agassizii*) Relocation: Implications of Social Behavior and Movements. *Herpetologica*, 42(1), 1 14.
- Biggins, D. E., Hanebury, L. H., Miller, B., Powell, R. A. et Wemmer, C. 1991. *Release of Siberian ferrets (Mustela eversmanni) to facilitate reintroduction of black-footed ferrets*. Internal Report. Ft. Collins, CO, USA : U.S. Fish and Wildlife Service.
- Biggins, D. E., Vargas, A., Godbey, J. L. et Anderson, S. H. (1999). Influence of prerelease experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Biological Conservation*, 89(2), 121-129.
- Black, J. M. (1991). Reintroduction and restocking: guidelines for bird recovery programmes. *Bird Conservation International*, 1(4), 329-334.
- Bloxam, Q. M. C. et Tonge, S. J. (1995). Amphibians: suitable candidates for breeding-release programmes. *Biodiversity & Conservation*, 4(6), 636-644.
- Bouchard, J.-F. (2018). Crise de la biodiversité : un enjeu qui passe sous le radar des médias? Repéré à <http://www.quebec.ca/reseau/fr/contenu/crise-de-la-biodiversite-un-enjeu-qui-passe-sous-le-radar-des-medias>
- Bourdages, J.-L. et Labelle, C. (2003). La protection des espèces sauvages en péril au Canada. Repéré à <http://publications.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/BP/prb0019-f.htm>
- Bourne, D. (s. d.). Criteria for Reintroduction (Reintroduction & Conservation Translocation). Repéré à http://wildpro.twycrosszoo.org/S/00Man/ReintroTechniques/Criteria_forReintroduction.htm
- Boyd, L. et Bandi, N. (2002). Reintroduction of takhi, *Equus ferus przewalskii*, to Hustai National Park, Mongolia: time budget and synchrony of activity pre- and post-release. *Applied Animal Behaviour Science*, 78(2), 87-102.

- Box, G. E. P. (1976). Science and Statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 71(356), 791-799.
- Bremner-Harrison, S., Prodohl, P. A. et Elwood, R. W. (2004). Behavioural trait assessment as a release criterion: boldness predicts early death in a reintroduction programme of captive-bred swift fox (*Vulpes velox*). *Animal Conservation*, 7(3), 313-320.
- Bright, P. W. et Morris, P. A. (1994). Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. *Journal of Applied Ecology*, 31(4), 699-708.
- Brightsmith, D., Hilburn, J., del Campo, A., Boyd, J., Frisius, M., Frisius, R., ... Guillen, F. (2005). The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation*, 121(3), 465-472.
- Burghardt, G. M. et Layne, D.G. (1995). Effects of ontogenetic processes and rearing conditions. Dans C. Warwick, F. L. Frye et J. B. Murphy (dir.), *Health and Welfare of Captive Reptiles* (p. 165-185). Londres : Chapman and Hall.
- Burghardt, G. M. et Milostan, M. A. (1995). Ethological studies of reptiles and amphibians. Dans E. F. Gibbons, B. S. Durrant et J. Demarest (dir.), *Lessons for Species Survival Plans* (p. 187-203). Albany, NY : State University of New York Press.
- Burke, R. L. (2015). Head-starting turtles: learning from experience. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1), 299-308.
- Burton, F. (1996). Any Hope for Grand Cayman's Blue Iguana? *Journal of the International Iguana Society*, 5(4), 75-79.
- Canessa, S., Hunter, D., McFadden, M., Marantelli, G. et McCarthy, M. A. (2014). Optimal release strategies for cost-effective reintroductions. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 1107-1115.
- Carlstead, K. et Shepherdson, D. (1994). Effects of environmental enrichment on reproduction. *Zoo Biology*, 13(5), 447-458.
- Casper, R. M. (2009). Guidelines for instrumentation of wild birds and mammals. *Animal Behaviour*, 78(6), 1477-1483.
- Cayot, L. J., Snell, H. L., Llerena, W. et Snell, H. M. (1994). Conservation biology of Galápagos reptiles: twenty-five years of successful research and management. Dans J. B. Murphy, K. Adler et J. T. Collins (dir.), *Captive Management and Conservation of Amphibians and Reptiles*. Ithaca, NY : Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Chang, H.-H. et Huang, W.-C. (2006). Application of a quantification SWOT analytical method. *Mathematical and Computer Modelling*, 43(1-2), 158-169.
- Cheyne, S. M., Chivers, D. J. et Sugardjito, J. (2008). Biology and behaviour of reintroduced gibbons. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1741-1751.
- Chipman, R., Slate, D., Rupprecht, C. et Mendoza, M. (2008). Downside risk of wildlife translocation. *Developments in Biologicals*, 131, 223-232.
- Clade, T. J. et Temple, S. A. (1995). Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis*, 137(suppl.1), 161-172.

- Cleaveland, G. R., Hess, G.R., Dobson, A. P. et Laurenson, M. K. (2002). The role of pathogens in biological conservation. Dans P. J. Hudson, A. Rizzolli, B. T. Grenfell, H. Heesterbeek et A. P. Dobson (dir.), *The Ecology of Wildlife Diseases*. Oxford, Royaume-Uni : Oxford University Press.
- Code criminel*, L.R.C. 1985, ch. C-46
- Conservation de la faune Canada. (2019). Headstarting. Repéré à <https://wildlifepreservation.ca/fr/glossary/headstarting/>
- Cooke, A. S. et Oldham, R. S. (1995). Establishment of populations of the common frog, *Rana temporaria*, and common toad, *Bufo bufo*, in a newly created reserve following translocation. *Herpetological Journal*, 5(1), 173-180.
- Cooper, A. et Morris, S. (1998). The blood respiratory, haematological, acid-base and ionic status of the Port Jackson shark, *Heterodontus portusjacksoni*, during recovery from anaesthesia and surgery - a comparison with sampling by direct caudal puncture. *Comparative Biochemistry & Physiology A: Molecular and Integrative Physiology*, 119, 895-903.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... Belt, M. van den. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Crowley, S. R. et Pietruszka, R. D. (1983). Aggressiveness and vocalization in the leopard lizard (*Gambelia wislizenii*): The influence of temperature. *Animal Behaviour*, 31(4), 1055-1060.
- Cunningham, A. A. (1996). Disease Risks of Wildlife Translocations. *Conservation Biology*, 10(2), 349-353.
- Daszak, P., Cunningham, A. A. et Hyatt, A. D. (2000). Emerging infectious diseases of wildlife--threats to biodiversity and human health. *Science (New York, N.Y.)*, 287(5452), 443-449.
- Davidson, W. R. et Nettles, V. F. (1992). Relocation of wildlife: identifying and evaluating disease risks. *Transactions of the North American Wildlife & Natural Resources Conference*, 57, 466-473.
- Delroy, L. B., Earl, J., Radbone, I., Robinson, A. C. et Hewett, M. (1986). The Breeding and Reestablishment of the Brush-Tailed Bettong, *Bettongia-Penicillata*, in South-Australia. *Wildlife Research*, 13(3), 387-396.
- Derrickson, S. R. et Snyder, N. F. R. (1992). Potential and limits of captive breeding in parrot conservation. Dans S. R. Beissinger et N. F. R. Snyder (dir.), *New World parrots in crisis: solutions from conservation biology* (p. 133-163). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Dickens, M. J., Delehanty D. J. et Romero L. M. (2009). Stress and translocation: alterations in the stress physiology of translocated birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1664), 2051-2056.
- Dickens, M. J., Delehanty, D. J. et Romero, L. M. (2010). Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation*, 143(6), 1329-1341.
- Dimond, W. J. et Armstrong, D. P. (2007). Adaptive harvesting of source populations for translocation: a case study with New Zealand Robins. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 21(1), 114-124.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. et Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.

- Dodd, C. K. et A. Seigel, R. (1991). Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Biological Conservation*, 62(3), 336-350.
- Duffield, J. W., Neher, C. J. et Patterson, D. A. (2008). Wolf Recovery in Yellowstone: Park Visitor Attitudes, Expenditures, and Economic Impacts. *The George Wright Forum*, 25(1), 13-19.
- Duncan, R. P., Blackburn, T. M. et Sol, D. (2003). The Ecology of Bird Introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 71-98.
- East, M. B. et Ligon, D. B. (2013). Comparison of diet among reintroduced and wild juvenile alligator snapping turtles (*Macrochelys temminckii*) and adult female Ouachita map turtles (*Graptemys ouachitensis*). *The Southwestern Naturalist*, 58(4), 450-458.
- Edmond, E. P. (2010, 17 avril). Convention sur la diversité biologique — Il faudra établir un protocole lors de la rencontre de Nagoya. *Le Devoir*. Repéré à <https://www.ledevoir.com/societe/environnement/287103/convention-sur-la-diversite-biologique-il-faudra-etablir-un-protocole-lors-de-la-rencontre-de-nagoya>
- Ellis, D. H., Sladen, W. J., Lishman, W. A., Clegg, K. R., Duff, J. W., Gee, G. F. et Lewis, J. C. (2003). Motorized migrations: the future or mere fantasy? *BioScience*, 53(3), 260-264.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). (2018). Espèces en péril : la loi, l'accord et les programmes de financement. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/especes-peril-loi-accord-financement.html>
- Erickson, D. W. et Hamilton, D. A. (1988). Approaches to river otter restoration in Missouri. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 53, 401-413.
- Estrada, J. (2014). *Finding Correlations among Successful Reintroduction Programs: An Analysis and Review of Current and Past Mistakes* (Thèse de doctorat). Université du Michigan, Ann Arbor, MI.
- Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Parker, K. A. et Seddon, P. J. (2012). *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management* (vol. 9). Chichester, Royaume-Uni : John Wiley & Sons.
- Ewen, J. G. et Armstrong, D. P. (2007). Strategic monitoring of reintroductions in ecological restoration programmes. *Écoscience*, 14(4), 401-409.
- Ewen, J. G., Soorae, P. S. et Canessa, S. (2014). Reintroduction objectives, decisions and outcomes: global perspectives from the herpetofauna. *Animal Conservation*, 17(1), 74-81.
- Fa, J. E., Funk, S. M. et O'Connell, D. (2011). *Zoo Conservation Biology*. Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Farquhar, B. (2011, 21 juin). Wolf Reintroduction Changes Ecosystem - My Yellowstone Park. My Yellowstone Park.com. Repéré à <https://www.yellowstonepark.com/things-to-do/wolf-reintroduction-changes-ecosystem>
- Fischer et Lindenmayer. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96(1), 1-11.
- Flanagan, J. (2000). Disease and health considerations. Dans M. W. Klemens (dir.), *Turtle conservation* (p. 85-95). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Foulley, J.-L. et Olliver, L. (2007). Mesure de la diversité génétique : l'apport de Martin Weitzman. *Académie d'Agriculture de France*, 93(2), 1-14.

- Frankham, R. (1995). Conservation Genetics. *Annual Review of Genetics*, 29(1), 305-327.
- Frankham, R., Ballou, J. D., Eldridge, M. D. B., Lacy, R. C., Ralls, K., Dudash, M. R. et Fenster, C. B. (2011). Predicting the Probability of Outbreeding Depression: Predicting Outbreeding Depression. *Conservation Biology*, 25(3), 465-475.
- Frankham, R., Hemmer, H., Ryder, O. A., Cothran, E. G., Soulé, M. E., Murray, N. D. et Snyder, M. (1986). Selection in captive populations. *Zoo Biology*, 5(2), 127-138.
- Fraser, D. J. (2008). How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications*, 1(4), 535-586.
- Frazer, N. B. (1992). Sea turtle conservation and halfway technology. *Conservation Biology*, 6(2), 179-184.
- Gammons, D., Mengak, M. et Conner, L. (2009). Translocation of nine-banded armadillos. *Human-Wildlife Interactions*, 3(1), 64-71.
- Gauthier, I. (2015). Cadre de référence des équipes de rétablissement du Québec : Espèces fauniques menacés et vulnérables, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Repéré à http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Mine_Akasaba_ValdOr/documents/DB23.pdf
- George, A. L. et Sandhaus, E. A. (2016). Outreach and environmental education for reintroduction programs. Dans D. S. Jachowski, J. J. Millsbaugh, P. L. Ngermeier et R. Slotow (dir.), *Reintroduction of fish and wildlife populations* (p.341-366). Oakland, CA : University of California Press.
- Germano, J. M. et Bishop, P. J. (2008). Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation. *Conservation Biology*, 23(1), 7-15.
- Ghazinoory, S., Abdi, M. et Azadegan-Mehr, M. (2011). Swot Methodology: A State-of-the-Art Review for the Past, A Framework for the Future. *Journal of Business Economics and Management*, 12(1), 24-48.
- Goodrich, J. M. et Miquelle, D. G. (2005). Translocation of problem Amur tigers *Panthera tigris altaica* to alleviate tiger-human conflicts. *Oryx*, 39(4), 454-457.
- Gordon, I. L. (1991). Ungulate re-introductions: the case of the scimitar-horned oryx. Dans J. H. W. Gipps (dir.), *Beyond captive breeding: re-introducing endangered mammals to the wild* (p. 217-240). Oxford, Royaume-Uni : Clarendon Press.
- Gosling, S. (1998). Personality Dimensions in Spotted Hyenas (*Crocuta crocuta*). *Journal of comparative psychology*, 112(2), 107-118.
- Gouvernement du Canada. (2018). Permis de la CITES. Repéré à <https://voyage.gc.ca/voyager/documents/permis-cites>
- Griffin, A. S., Blumstein, D. T. et Evans, C. S. (2000). Training Captive-Bred or Translocated Animals to Avoid Predators. *Conservation Biology*, 14(5), 1317-1326.
- Griffin, A. S., Evans, C. S. et Blumstein, D. T. (2001). Learning specificity in acquired predator recognition. *Animal Behaviour*, 62(3), 577-589.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. et Reed, C. (1989). Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, 245(4917), 477-480.

- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. et Reed, C. (1990). Translocations of captive-reared terrestrial vertebrates, 1973-1986. *Endangered Species*, 8, 10-14.
- Gulland, F. M. D. (1995). Impact of Infectious Diseases on Wild Animal Populations: a Review. Ecology of Infectious Diseases in Natural Populations. Dans D. Z. B. Grenfell, B. T. Grenfell, A. P. Dobson et H. K. Moffatt (dir.), *Ecology of Infectious Diseases in Natural Populations*. Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Gusset, M. (2009). A Framework for Evaluating Reintroduction Success in Carnivores: Lessons from African Wild Dogs. Dans M. W. Hayward et M. J. Somers (dir.), *Reintroduction of Top-Order Predators* (p. 307-320). Oxford, Royaume-Uni : Wiley-Blackwell.
- Gusset, M. (2012). *Species reintroduction*. Repéré à https://www.researchgate.net/profile/Markus_Gusset/publication/273575523_Species_reintroduction/links/550601f10cf24cee3a05091f/Species-reintroduction.pdf
- Hanski, I. (1999). Metapopulation Ecology. Oxford, Royaume-Uni : Oxford University Press.
- Hartup, B. K. (1996). Rehabilitation of native reptiles and amphibians in DuPage County, Illinois. *Journal of Wildlife Diseases*, 32(1), 109-112.
- Haskell, A., Graham, T. E., Griffin, C. R. et Hestbeck, J. B. (1996). Size Related Survival of Headstarted Redbelly Turtles (*Pseudemys rubriventris*) in Massachusetts. *Journal of Herpetology*, 30(4), 524-527.
- Helmstedt, K. J. et Possingham, H. P. (2017). Costs are key when reintroducing threatened species to multiple release sites. *Animal Conservation*, 20(4), 331-340.
- Helmstedt, K. J., Possingham, H. P., Brennan, K. E. C., Rhodes, J. R. et Bode, M. (2014). Cost-efficient fenced reserves for conservation: single large or two small? *Ecological Applications*, 24(7), 1780-1792.
- Herr, J., Schley, L. et Roper, T. J. (2008). Fate of translocated wild-caught and captive-reared stone martens (*Martes foina*). *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), 511-514.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P. et Thomas, C. D. (2008). Ecology. Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 321(5887), 345-346.
- Holzman, D. C. (2012). Accounting for Nature's Benefits: The Dollar Value of Ecosystem Services. *Environmental Health Perspectives*, 120(4), a152-a157.
- Hours, C. (2018, 30 octobre). La Terre a perdu 60 % de ses animaux sauvages en 44 ans. *Le Devoir*. Repéré à <https://www.ledevoir.com/societe/environnement/540185/la-terre-a-perdu-60-de-ses-animaux-sauvages-en-44-ans>
- Hudson, R. D. et Alberts, A. C. (2004). The Role of Zoos in the Conservation of West Indian Iguanas. Dans A. C. Alberts, R. L. Carter, W. K. Hayes, E. P. Martins (dir.), *Iguanas: Biology and Conservation* (p. 274-289). Berkeley, CA : University of California Press.
- Hutchins, M. et Kreger, M. D. (2006). Rhinoceros behaviour: implications for captive management and conservation. *International Zoo Yearbook*, 40(1), 150-173.
- Hutchins, M., Foose, T. et Seal, U. S. (1991). The Role of Veterinary Medicine in Endangered Species Conservation. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 22(3), 277-281.

- Iverson, J., Smith, G. et Pieper, L. (2004). Factors Affecting Long-Term Growth of the Allen Cays Rock Iguana in the Bahamas. Dans A. C. Alberts, R. L. Carter, W.K. Hayes et E.P. Martins, (dir.), *Iguanas: Biology and Conservation* (p.176-192). Berkeley, CA : University of California Press.
- Jachowski, D. S., Millsbaugh, J. J., Angermeier, P. L. et Slotow, R. (2016). *Reintroduction of Fish and Wildlife Populations*. Oakland, CA : Univ of California Press.
- Jalme, M. S., Combreau, O., Seddon, P. J., Paillat, P., Gaucher, P. et van Heezik, Y. (1996). Restoration of *Chlamydotis undulata macqueenii* (Houbara Bustard) Populations in Saudi Arabia: A Progress Report. *Restoration Ecology*, 4(1), 81-87.
- Jamieson, I. G. et Lacy, R. C. (2012). Managing Genetic Issues in Reintroduction Biology. Dans J. G. Ewen, D. P. Armstrong, K. A. Parker et P. J. Seddon (dir.), *Reintroduction Biology* (p. 441-475). Oxford, Royaume-Uni : John Wiley & Sons
- Johnson, R. R. (1990). Release and translocation strategies for the Puerto Rican crested toad, *Peltophryne lemur*. *Endangered Species Update*, 8, 54-58.
- Kapos, V., Balmford, A., Aveling, R., Bubbs, P., Carey, P., Entwistle, A., ... Manica, A. (2008). Calibrating conservation: new tools for measuring success. *Conservation Letters*, 1(4), 155-164.
- Keeney, R. L. (2009). *Value-focused thinking: a path to creative decision making*. Cambridge, Royaume-Uni : Harvard University Press.
- Keller, L. F., Biebach, I., Ewing, S. R., et Hoeck, P. E. A. (2012). The Genetics of Reintroductions: Inbreeding and Genetic Drift. Dans J. G. Ewen, D. P. Armstrong, K. A. Parker et P. J. Seddon (dir.), *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. Oxford, Royaume-Uni : Wiley-Blackwell.
- Kettmann, M. (2010, 7 janvier). The great California condor comeback: after decades of costly ups and downs, the endangered species finally is poised to succeed. The Santa Barbara Independent. Repéré à <https://www.independent.com/news/2010/jan/07/great-california-condor-comeback/>
- King, F. W. (1990). Conservation of crocodilians: the release of captive-reared specimens. *Endangered Species Update*, 8, 48-51.
- King, T., Chamberlan, C. et Courage, A. (2014). Assessing reintroduction success in long-lived primates through population viability analysis: western lowland gorillas *Gorilla gorilla gorilla* in Central Africa. *Oryx*, 48(2), 294-303.
- Kleiman, D. G. (1989). Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *BioScience*, 39(3), 152-161.
- Kleiman, D. G., Beck, B., Dietz, J. et Dietz, L. A. (1991). Costs of a re-introduction and criteria for success: Accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. *Symposia of the Zoological Society of London*, 62, 125-142.
- Kleiman, D. G., Beck, B. B., Dietz, J. M., Dietz, L. A., Ballou, J. D. et Coimbra-Filho, A. F. (1986). Conservation Program for the Golden Lion Tamarin: Captive Research and Management, Ecological Studies, Educational Strategies, and Reintroduction. Dans K. Benirschke (dir.), *Primates: The road to self-sustaining populations* (p. 959-979). New York, NY : Springer New York.
- Kleiman, D. G., Price, M. R. S. et Beck, B. B. (1994). Criteria for reintroductions. Dans P. J. S. Olney, G. M. Mace et A. T. C. Feistner (dir.), *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals* (p. 287-303). Dordrecht, Pays-Bas : Springer Netherlands.

- Knapp, C. R. et Hudson, R. D. (2004). Translocation strategies as a conservation tool for West Indian iguanas. Dans A. C. Alberts, R. L. Carter, W. K. Hayes et E. P. Martins (dir.), *Iguanas: Biology and Conservation* (p. 199-209). Berkeley, CA : University of California Press.
- Knight, A. T. (2009). Is conservation biology ready to fail? *Conservation Biology*, 23(3), 516-519.
- Komdeur, J., et C. Deerenberg. (1997). The importance of social behavior studies for conservation. Dans J. R. Clevmons et R. Buchholz (dir.), *Behavioral approaches to conservation in the wild* (p. 263-276). Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Kraaijeveld-Smit, F. J. L., Griffiths, R. A., Moore, R. D. et Beebee, T. J. C. (2006). Captive breeding and the fitness of reintroduced species: a test of the responses to predators in a threatened amphibian. *Journal of Applied Ecology*, 43(2), 360-365.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E. et Wiegand, T. (2005). Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation*, 125(2), 169-182.
- Kroeger, T. (2005). *Economic benefits of reintroducing the River otter (Lontra Canadensis) into rivers in New Mexico*. Repéré à https://defenders.org/sites/default/files/publications/economic_benefits_of_reintroducing_the_river_otter_lontra_canadensis_into_rivers_in_new_mexico.pdf
- Lacy, K. E. et Martins, E. P. (2003). The effect of anthropogenic habitat usage on the social behaviour of a vulnerable species, *Cyclura nubila*. *Animal Conservation Forum*, 6(1), 3-9.
- Lacy, R. C., Pollak, J. P., Miller, P. S., Hungerford, L. et Bright, P. (2012). *Outbreak* (Version 2.0). Apple Valley, MN : IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- Letty, J., Marchandea, S., Clobert, J. et Aubineau, J. (2000). Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation*, 3(3), 211-219.
- Lindsey, P. A., Alexander, R., Du Toit, J. T. et Mills, M. G. L. (2005). The Cost Efficiency of Wild Dog Conservation in South Africa: Cost Efficiency of Wild Dog Conservation. *Conservation Biology*, 19(4), 1205-1214.
- Loder, R. E. (2014). Toward Reconciling Environmental and Animal Ethics: Northeast Wolf Reintroduction. Dans *Journal of Animal & Natural Resource Law* (vol. 10, p. 94-164). East Lansing, MI : Michigan State University College of Law.
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*, RLRQ, c. C-61.1.
- Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial*, L.C. 1992, ch. 52
- Loi sur la protection sanitaire des animaux*, RLRQ, c. P-42.
- Loi sur la santé des animaux*, L.C. 1990, ch. 21
- Loi sur le bien-être et la sécurité de l'animal*, RLRQ, c. B-3.1.
- Loi sur les espèces en péril*, L.C. 2002, ch. 29
- Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*, RLRQ, c. E-12.01.

Loi sur les espèces sauvages du Canada, L.R.C. 1985, ch. W-9

Loi sur les parcs nationaux du Canada, L.C. 2000, ch. 32

Loss, S. R., Terwilliger, L. A. et Peterson, A. C. (2010). Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biological Conservation*, 144(1), 92-100.

Lyles, A. M. et Dobson, A. P. (1993). Infectious Disease and Intensive Management: Population Dynamics, Threatened Hosts, and Their Parasites. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24(3), 315-326.

Lyles, A. M. et May, R. M. (1987). Problems in leaving the ark. *Nature*, 326(6110), 245-246.

Mackintosh, C., Haigh, J. C. et Griffin, F. (2002). Bacterial diseases of farmed deer and bison. *International Office of Epizootics*, 21(2), 249-263.

Maloney, R. F. et McLean, I. G. (1995). Historical and experimental learned predator recognition in free-living New-Zealand robins. *Animal Behaviour*, 50(5), 1193-1201.

Martin, M. S. et Shepherdson, D. J. (2012). Role of familiarity and preference in reproductive success in ex situ breeding programs. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 26(4), 649-656.

Martins, E. P. (2004). Introduction: behavior and ecology. Dans A. C. Alberts, R. L. Carter, W. K. Hayes et E. P. Martins (dir.), *Iguanas: Biology and Conservation* (p. 97-100). Berkeley, CA : University of California Press.

Mathews, F., Orros, M., McLaren, G., Gelling, M. et Foster, R. (2005). Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation*, 121(4), 569-577.

Matipano, G. (2004). Post-release ranging behaviour of hand-raised black rhinoceros, *Diceros bicornis*, L. in Matusadona National Park, Zimbabwe with recommendations for management of introduction to the wild. *Koedoe*, 47(1), 89-101.

Mauz, I. (2006). Introductions, réintroductions : des convergences, par-delà les différences, Introductions, re-introductions: convergences, beyond differences. *Natures Sciences Sociétés, Supplément*(Supp.1), 3-10.

May, R. 1991. The role of ecological theory in planning re-introduction of endangered species. *Symposia of the Zoological Society of London*, 62, 145-163.

May, R. M. (1988). Conservation and Disease. *Conservation Biology*, 2(1), 28-30.

May, T. M., Page, M. J. et Fleming, P. A. (2016). Predicting survivors: animal temperament and translocation. *Behavioral Ecology*, 27(4), 969-977.

McCarthy, M. A., Armstrong, D. P. et Runge, M. C. (2012). Adaptive Management of Reintroduction. Dans J. G. Ewen, D. P. Armstrong, K. A. Parker et P. J. Seddon (dir.), *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. Oxford, Royaume-Uni : Wiley-Blackwell.

McDougall, P. T., Réale, D., Sol, D. et Reader, S. M. (2006). Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations. *Animal Conservation*, 9(1), 39-48.

- McKinstry, M. C. et Anderson, S.H. (1999). Attitudes of private-and public-land managers in Wyoming, USA, toward beaver. *Environmental Management*, 23(1), 95-101.
- McLean, I. G. (1997). Conservation and the ontogeny of behavior. Dans J. R. Clemmons et R. Buchholz (dir.), *Behavioral approaches to conservation in the wild* (p. 132-156). Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- McLean, I. G., Schmitt, N. T., Jarman, P. J., Duncan, C. et Wynne, C. D. L. (2000). Learning for Life: Training Marsupials to Recognise Introduced Predators. *Behaviour*, 137(10), 1361-1376.
- McPhee, M. E. (2004). Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation*, 115(1), 71-77.
- McPhee, M. E. et Silverman, E. D. (2004). Increased Behavioral Variation and the Calculation of Release Numbers for Reintroduction Programs. *Conservation Biology*, 18(3), 705-715.
- Méchin, C. (2012). La manipulation des espèces animales. Réflexion anthropologique sur la qualification du sauvage. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, (327-328), 143-151.
- Meylan, A. B. et Ehrenfeld, D. (2000). Conservation of marine turtles. Dans M. W. Klemens (dir.), *Turtle conservation* (p. 96-125). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Mikota, S. K. et Aguilar, R. F. (1996). Management protocols for animals in captive propagation and reintroduction programmes. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE*, 15(1), 191-208.
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C., Powell, R., Calvo, L., Hanebury, L. et Wharton, T. (1990a). Development of survival skills in captive-raised Siberian polecats (*Mustela eversmanni*) I: Locating Prey. *Journal of Ethology*, 8(2), 89-94.
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C., Powell, R., Calvo, L., Hanebury, L. et Wharton, T. (1990b). Development of survival skills in captive-raised Siberian polecats (*Mustela eversmanni*) II: Predator avoidance. *Journal of Ethology*, 8(2), 95-104.
- Miller, B. J., Biggins, D. E., Vargas, A., Hutchins, M., Hanebury, L., Godbey, J. L., ... Knopf, F. L. (1998). The captive environment and reintroduction: the black-footed ferret as a case study with comments on other taxa. Dans D. J. Shepherdson, J. D. Mellen et M. Hutchins (dir.), *Second nature: environmental enrichment for captive animals* (p. 97-112). Washington, DC, USA : Smithsonian Institution Press.
- Miller, B. J., Reading, R. P. et Forrest, S. (1996). *Prairie night: black-footed ferrets and the recovery of endangered species*. Washington, DC : Smithsonian Press.
- Miller, B., Ralls, K., Reading, R. P., Scott, J. M. et Estes, J. (1999). Biological and technical considerations of carnivore translocation: a review. *Animal Conservation Forum*, 2(1), 59-68.
- Miller, J. R. et Hobbs, R. J. (2007). Habitat Restoration—Do We Know What We're Doing? *Restoration Ecology*, 15(3), 382-390.
- Miller, W., Wright, S. J., Zhang, Y., Schuster, S. C. et Hayes, V. (2010). Optimization methods for selecting founder individuals for captive breeding or reintroduction of endangered species. *Pacific Symposium on Biocomputing*, 15, 43-53.
- Milliano, J., Di Stefano, J., Courtney, P., Temple-Smith, P. et Coulson, G. (2016). Soft-release versus hard-release for reintroduction of an endangered species: an experimental comparison using eastern barred bandicoots (*Perameles gunnii*). *Wildlife Research*, 43(1), 1-12.

- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (2016). Permis SEG. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/guichet/permis/permis-information-faune.jsp?ID=5454>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2018). Espèces menacées ou vulnérables au Québec. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/25-ans/index.htm>
- Moisan, M.-P. et Moal, M. L. (2012). Le stress dans tous ses états. *médecine/sciences*, 28(6-7), 612-617.
- Moll, E. O. et Moll, D. (2000). Conservation of river turtles. Dans M. W. Klemens (dir.), *Turtle conservation* (p. 125-155). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Montoya, J. M., Pimm, S. L. et Solé, R. V. (2006). Ecological networks and their fragility. *Nature*, 442(7100), 259-264.
- Moore, D. E. III et Smith, R. (1991). The red wolf as a model for carnivore re-introductions. Dans J. H. W. Gipps (dir.), *Beyond captive breeding: re-introducing endangered mammals to the wild* (p. 263–278). Oxford, Royaume-Uni : Clarendon Press.
- Morris, W. F. et Doak, D. F. (2002). *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sunderland, MA : Sinauer Associates.
- Munson, L. (1991). Strategies for Integrating Pathology into Single Species Conservation Programs. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 22(2), 165-168.
- National Species Reintroduction Forum [NSRF]. (2014). *The Scottish Code for Conservation Translocations*. Repéré à <https://www.nature.scot/sites/default/files/Publication%202014%20-%20The%20Scottish%20Code%20for%20Conservation%20Translocations.pdf>
- Nature Canada. (2018). Réserves nationales de faune. Repéré à <https://naturecanada.ca/ce-quon-fait/voixnature/parcs-et-zones-protegees/reserves-nationales-de-faune/?lang=fr>
- Ncube, S. et Ndagurwa, H. G. T. (2010). Influence of social upbringing on the activity pattern of captive lion *Panthera leo* cubs: Benefits of behavior enrichment. *Current Zoology*, 56(4), 389-394.
- Nilsen, E. B., Milner-Gulland, E. J., Schofield, L., Mysterud, A., Stenseth, N. C. et Coulson, T. (2007). Wolf reintroduction to Scotland: public attitudes and consequences for red deer management. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1612), 995-1003.
- Office québécois de la langue française (OQLF). (1973). Fiche terminologique “Phylogénie”. Repéré à http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=17084751
- Office québécois de la langue française (OQLF). (1980). Fiche terminologique “Hétérozygotie”. Repéré à http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26507305
- Office québécois de la langue française (OQLF). (2004). Fiche terminologique “Taxonomie”. Repéré à http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8358328
- Office québécois de la langue française (OQLF). (2011). Fiche terminologique “Acceptabilité sociale”. Repéré à http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26507305
- Office québécois de la langue française (OQLF). (2015). Fiche terminologique “Biodiversité”. Repéré à http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26506449

- Okuyama, J., Shimizu, T., Abe, O., Yoseda, K. et Arai, N. (2010). Wild versus head-started hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*: post-release behavior and feeding adaptations. *Endangered Species Research*, 10(1), 181-190.
- Osborne, P. E. et Seddon, P. J. (2012). Selecting Suitable Habitats for Reintroductions: Variation, Change, and the Role of Species Distribution Modelling. Dans J. G. Ewen, D. P. Armstrong, K. A. Parker et P. J. Seddon (dir.), *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management* (vol. 9). Oxford, Royaume-Uni : Wiley-Blackwell.
- Owen-Smith, N., Fryxell, J. M. et Merrill, E. H. (2010). Foraging theory upscaled: the behavioural ecology of herbivore movement. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550), 2267-2278.
- Ozinga, W. A., Römermann, C., Bekker, R. M., Prinzing, A., Tamis, W. L. M., Schaminée, J. H. J., ... van Groenendael, J. M. (2009). Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters*, 12(1), 66-74.
- Parcs Canada. (2018). Projet de réintroduction du bison dans le parc national Banff. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/parcs-canada/nouvelles/2018/08/projet-de-reintroduction-du-bison-dans-le-parc-national-banff.html>
- Pedrono, M. et Sarovy, A. (2000). Trial release of the world's rarest tortoise *Geochelone yniphora* in Madagascar. *Biological Conservation*, 95(3), 333-342.
- Petit, J. R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N. I., Barnola, J.-M., Basile, I., ... Stievenard, M. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature*, 399(6735), 429-436.
- Pollak, J. P. et Lacy, R. C. (2013). *MetaModel Manager* (Version 1.0). Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Primack, R. B. et Miao, S. L. (1992). Dispersal Can Limit Local Plant Distribution. *Conservation Biology*, 6(4), 513-519.
- Pullin, A. S. (2002). *Conservation Biology*. Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Quenette, P.-Y., Rauer, G., Huber, D., Kazensky, P., Knauer, F., Mustoni, A., ... Zibordi, F. (2006). *Comparaison du comportement spatial d'ours bruns réintroduits et non réintroduits en Europe*. Repéré à http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/carnivores/grands/rs06_quenette.pdf
- Rabin, L. A. (2003). Maintaining behavioural diversity in captivity for conservation: natural behaviour management. *Animal Welfare*, 12(1), 85-94.
- Ralls, K. et Ballou, J. D. (2013). Captive Breeding and Reintroduction. Dans *Encyclopedia of Biodiversity* (2^e éd., vol. 1, p. 662-667). Waltham, MA : Academic Press.
- Razzetti, E. et Scali, S. (2009). Reintroduction Schemes for Captive-Bred Animals. Dans F. Gherardi, C. Corti et M. Gualtieri (dir.), *Biodiversity Conservation and Habitat Management* (vol. 2). Oxford, Royaume-Uni : Eolss.
- Read, M., Caulkett, N. et McCallister, M. (2000). Evaluation of zuclopenthixol acetate to decrease handling stress in wapiti. *Journal of Wildlife Diseases*, 36(3), 450-460.
- Reading, R. P. et Clark, T. W. (1996). Carnivore reintroductions. Dans J. L. Gittleman (dir.), *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution* (vol. 2). Ithaca, NY : Comstock Publishing Associates.

- Reading, R. P., Miller, B. et Shepherdson, D. (2013). The value of enrichment to reintroduction success. *Zoo Biology*, 32(3), 332-341.
- Réale, D., Gallant, B. Y., Leblanc, M. et Festa-Bianchet, M. (2000). Consistency of temperament in bighorn ewes and correlates with behaviour and life history. *Animal Behaviour*, 60(5), 589-597.
- Règlement général sur les parcs nationaux*, DORS/78-213
- Règlement sur la faune des parcs nationaux*, DORS/81-401
- Règlement sur la santé des animaux*, C.R.C., ch. 296
- Règlement sur les animaux en captivité*, RLRQ, c. C-61.1, r. 5.
- Règlement sur les permis autorisant une activité touchant une espèce sauvage inscrite*, DORS/2013-140
- Règlement sur les permis de garde d'animaux en captivité*, RLRQ, c. C-61.1, r. 20.1.
- Règlement sur les réserves d'espèces sauvages*, C.R.C., ch. 1609
- Rhymer, J. M. et Simberloff, D. (1996). Extinction by Hybridization and Introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 83-109.
- Richardson, D. M., Hellmann, J. J., McLachlan, J. S., Sax, D. F., Schwartz, M. W., Gonzalez, P., ... Vellend, M. (2009). Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(24), 9721-9724.
- Richardson, K., Castro, I. C., Brunton, D. H. and Armstrong, D. P. (2013). Not so soft ? Delayed release reduces long-term survival in a passerine reintroduction. *Oryx*, 49(3), 535-541.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., ... Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- Robert, A., Sarrazin, F., Couvet, D. et Legendre, S. (2004). Releasing Adults versus Young in Reintroductions: Interactions between Demography and Genetics. *Conservation Biology*, 18(4), 1078-1087.
- Roe, J. H., Frank, M. R., Gibson, S. E., Attum, O. et Kingsbury, B. A. (2010). No place like home: an experimental comparison of reintroduction strategies using snakes. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1253-1261.
- Royal Society of Edinburgh. (2018). Species Reintroduction. Repéré à <http://www.sciencescotland.org/feature.php?id=332>
- Saltz, D. (1996). Minimizing Extinction Probability due to Demographic Stochasticity in a Reintroduced Herd of Persian Fallow Deer *Dama dama mesopotamica*. *Biological Conservation*, 75(1), 27-33.
- Saltz, D. (1998). A long-term systematic approach to planning reintroductions: the Persian fallow deer and the Arabian oryx in Israel. *Animal Conservation forum*, 1(4), 245-252.
- Sarrazin, F. et Barbault, R. (1996). Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(11), 474-478.
- Sarrazin, F. et Legendre, S. (2000). Demographic Approach to Releasing Adults versus Young in Reintroductions. *Conservation Biology*, 14(2), 488-500.

- Schwartz, K. (2014). *Integration of In Situ and Ex Situ Data Management for Biodiversity Conservation Via the ISIS Zoological Information Management System* (Dissertation). George Mason University, Department of Environmental Science and Policy, Fairfax, VA.
- Schwartz, K. R., Parsons, E. C. M., Rockwood, L. et Wood, T. C. (2017). Integrating In-Situ and Ex-Situ Data Management Processes for Biodiversity Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5(120).
- Schwartz, M. (2005) Conservationists should not move *Torreya taxifolia*. *Wild Earth*, 73-79.
- Scott, M. E. (1988). The Impact of Infection and Disease on Animal Populations: Implications for Conservation Biology. *Conservation Biology*, 2(1), 40-56.
- Seddon, P. J. (1999). Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(12), 503.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P. et Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21(2), 303-312.
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S. et Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406-412.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S. et Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation*, 8(1), 51-58.
- Seigel, R. A. et Dodd, C. K. (2000). Manipulation of turtle populations for conservation: halfway technologies or viable options? Dans M. W. Klemens (dir.), *Turtle conservation* (p. 218-238). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Shepherdson, D. (1988). The application of behavioural enrichment in zoos. *Primate Report*, 22, 35-42.
- Shepherdson, D. (1994). The role of environmental enrichment in the captive breeding and reintroduction of endangered species. Dans P. J. S. Olney, G. M. Mace et A. T. C. Feistner (dir.), *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals* (p. 167-177). Dordrecht, Pays-Bas : Springer Netherlands.
- Shepherdson, D. J. (1998). Introduction: tracing the path of environmental enrichment in zoos. Dans D. J. Shepherdson, J. D. Mellen et M. Hutchins (dir.), *Second nature: environmental enrichment for captive animals* (p. 1-12). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Shields, A. (2018, 27 février). 1,3 milliard pour « protéger la biodiversité » et les espèces en péril. *Le Devoir*. Repéré à <https://www.ledevoir.com/politique/canada/521471/1-3-milliard-pour-protoger-la-biodiversite-et-les-especes-en-peril>
- Shier, D. M. et Owings, D. H. (2006). Effects of predator training on behavior and post-release survival of captive prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Biological Conservation*, 132(1), 126-135.
- Short, J., Bradshaw, S. D., Giles, J., Prince, R. I. T. et Wilson, G. R. (1992). Reintroduction of macropods (*Marsupialia: Macropodoidea*) in Australia—A review. *Biological Conservation*, 62(3), 189-204.
- Sih, A., Kats, L. B. et Maurer, E. F. (2003). Behavioural correlations across situations and the evolution of antipredator behaviour in a sunfish–salamander system. *Animal Behaviour*, 65(1), 29-44.

- Slade, B., Parrott, M. L., Paproth, A., Magrath, M. J. L., Gillespie, G. R. et Jessop, T. S. (2014). Assortative mating among animals of captive and wild origin following experimental conservation releases. *Biology Letters*, 10(11), 20140656-20140656.
- Snyder, N. et Snyder, H. (2000). *The California condor: a saga of natural history and conservation*. San Diego, CA : Academic Press.
- Snyder, N. F. R., Derrickson, S. R., Beissinger, S. R., Wiley, J. W., Smith, T. B., Toone, W. D. et Miller, B. (1996). Limitations of Captive Breeding in Endangered Species Recovery. *Conservation Biology*, 10(2), 338-348.
- Soorae, P. S. (2013). *Global re-introduction perspectives: 2013: further case-studies from around the globe*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/node/30535>
- Stamps, J. A. (1988). Conspecific Attraction and Aggregation in Territorial Species. *The American Naturalist*, 131(3), 329-347.
- Stamps, J. A. et Swaisgood, R. R. (2007). Someplace like home: Experience, habitat selection and conservation biology. *Applied Animal Behaviour Science*, 102(3-4), 392-409.
- Stanley Price, M. R. (1989a). *Animal re-introductions: the Arabian Oryx in Oman*. Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Stanley Price, M. R. (1989b). Reconstructing ecosystems. Dans P. Western et M. Pearl (dir.), *Conservation for the twenty first century* (p. 210-217). Oxford, Royaume-Uni : Oxford University Press.
- Stoinski, T. S., Beck, B. B., Bloomsmith, M. A. et Maple, T. L. (2003). A behavioral comparison of captive-born, reintroduced golden lion tamarins and their wild-born offspring. *Behaviour*, 140(2), 137-160.
- Stoinski, T. S. et Beck, B. B. (2004). Changes in locomotor and foraging skills in captive-born, reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia rosalia*). *American Journal of Primatology*, 62(1), 1-13.
- Stork, N. E. et Lyal, C. H. C. (1993). Extinction or « co-extinction » rates? *Nature*, 366(6453), 307.
- Sutherland, W. J. (2000). *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Oxford, Royaume-Uni : Blackwell Science.
- Sutherland, W. J., Armstrong, D., Butchart, S. H. M., Earnhardt, J. M., Ewen, J., Jamieson, I., ... Tatayah, V. (2010). Standards for documenting and monitoring bird reintroduction projects. *Conservation Letters*, 3(4), 229-235.
- Sutton, A. E. et Lopez, R. (2014). Findings from a survey of wildlife reintroduction practitioners. *F1000Research*, 3, 29.
- Svensson, J. (2011). *Reintroducing captive bred species – a community ecological perspective*. (Thèse de maîtrise). Université de Linköpings, Linköping, Suisse.
- Swaisgood, R. (2010). The conservation-welfare nexus in reintroduction programmes: A role for sensory ecology. *Animal Welfare*, 19(2), 125-137.
- Teixeira, C. P., Schetini De Azevedo, C., Mendl, M., Cipreste, C. F. et Young, R. J. (2007). Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour*, 73(1), 1-13.

- Tocher, M. et Brown, D. (2004). *Leiopelma hamiltoni* (NCN.) homing. *Herpetological Review*, 35, 259-261.
- Tocher, M. D., Fletcher, D. et Bishop, P. J. (2006). A modelling approach to determine a translocation scenario for the endangered New Zealand frog *Leiopelma hamiltoni*. *The Herpetological Journal*, 16(2), 97-106.
- Tompkins, D. M. et Poulin, R. (2006). Parasites and Biological Invasions. Dans R. B. Allen et W. G. Lee (dir.), *Biological Invasions in New Zealand* (p. 67-84). Berlin, Heidelberg, Allemagne : Springer Berlin Heidelberg.
- Tompkins, D. M., White, A. R. et Boots, M. (2003). Ecological replacement of native red squirrels by invasive greys driven by disease. *Ecology Letters*, 6(3), 189-196.
- Trakhtenbrot, A., Nathan, R., Perry, G. et Richardson, D. M. (2005). The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 11(2), 173-181.
- Trenham, P. C. et Marsh, D. M. (2002). Amphibian Translocation Programs: Reply to Seigel and Dodd. *Conservation Biology*, 16(2), 555-556.
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (1998). *IUCN/SSC Lignes Directrices Relatives aux Reintroductions*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PP-005-Fr.pdf>
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (2012). *Lignes directrices de l'UICN sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2013-009-Fr.pdf>
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (2014). *IUCN Species Survival Commission Guidelines on the Use of Ex situ Management for Species Conservation*. Repéré à <https://www.eaza.net/assets/Uploads/Position-statements/IUCN-Guidelines-on-the-Use-of-ex-situ-management-for-species.pdf>
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (2018a). Summary Statistics. Repéré à http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables_1_2
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (2018b). *Global Reintroduction Perspectives: 2018*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2018-006-En.pdf>
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)/Species Survival Commission (SSC), Re-introduction Specialist Group (RSG). (2016). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>
- U.S. National Park Service. (2018). Visitor Spending Effects - Economic Contributions of National Park Visitor Spending. Repéré à <https://www.nps.gov/subjects/socialscience/vse.htm>
- Utt, A. C., Harvey, N. C., Hayes, W. K. et Carter, R. L. (2008). The effects of rearing method on social behaviors of mentored, captive-reared juvenile California condors. *Zoo Biology*, 27(1), 1-18.
- Van Houtan, K. S., Halley, J. M., Van Aarde, R. et Pimm, S. L. (2009). Achieving success with small, translocated mammal populations. *Conservation Letters*, 2(6), 254-262.
- Veasey, J., Waran, N. et Young, R. (1996). On Comparing the Behaviour of Zoo Housed Animals with Wild Conspecifics as a Welfare Indicator. *Animal Welfare*, 5(1), 13-24.

- Viggers, K. L., Lindenmayer, D. B. et Spratt, D. M. (1993). The importance of disease in reintroduction programmes. *Wildlife Research*, 20(5), 687-698.
- Wakamiya, S. M. et Roy, C. L. (2009). Use of Monitoring Data and Population Viability Analysis to Inform Reintroduction Decisions: Peregrine Falcons in the Midwestern United States. *Biological Conservation*, 142(8), 1767-1776.
- Wallace, M. P. (2000). Retaining natural behavior in captivity for re-introduction programmes. Dans L. M. Gosling et W. J. Sutherland (dir.), *Behaviour and Conservation* (p. 300-314). Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.
- Watters, J. V. et Meehan, C. L. (2007). Different strokes: Can managing behavioral types increase post-release success? *Applied Animal Behaviour Science*, 102(3), 364-379.
- Watters, J. V. et Sih, A. (2005). The mix matters: behavioural types and group dynamics in water striders. *Behaviour*, 142(9-10), 1417-1431.
- Wiese, R. J., Willis, K. et Hutchins, M. (1996). Conservation breeding in 1995: an update. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(5), 218-219.
- Wiley, J. W., Snyder, N. F. W. et Gnam, R. S. (1992). Reintroduction as a strategy for parrots. Dans S.R. Beissinger et N. F. R. Snyder (dir.), *New world Parrots in Crisis* (p.165–200). Washington, DC : Smithsonian Institution Press.
- Wilson, A. C. et Price, M. R. S. (1994). Reintroduction as a reason for captive breeding. Dans P. J. S. Olney, G. M. Mace et A. T. C. Feistner (dir.), *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals* (p. 243-264). Dordrecht, Pays-Bas : Springer Netherlands.
- Wilson, B. S., Alberts, A., Graham, K. S., Hudson, R. D., Bjorkland, R., Lewis, D., ... Vogel, P. (2004). Survival and Reproduction of Repatriated Jamaican Iguanas Headstarting as a Viable Conservation Strategy. Dans A. C., Alberts, R. L., Carter, W. K., Hayes et E. P., Martins (dir.), *Iguanas: Biology and Conservation* (p. 220-231). Berkeley, CA : University of California Press.
- Wilson, M. A. (1997). The wolf in Yellowstone: Science, symbol, or politics? Deconstructing the conflict between environmentalism and wise use. *Society & Natural Resources*, 10(5), 453-468.
- Windsor, D. A. (1995). Equal Rights for Parasites. *Conservation Biology*, 9(1), 1-2.
- Wolf, C. M., Garland, T. et Griffith, B. (1998). *Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts*. *Biological Conservation*, 86(2), 243-255.
- Wolf, C. M., Griffith, B., Reed, C. et Temple, S. A. (1996). Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. *Conservation Biology*, 10(4), 1142-1154.
- Woodford, M. H. et Kock, R. A. 1991. Veterinary considerations in reintroduction and translocation projects. *Symposia of the Zoological Society of London*, 62, 101-110.
- Woodford, M. H. et Rossiter, P. B. (1993). Disease risks associated with wildlife translocation projects. *Revue Scientifique Et Technique (International Office of Epizootics)*, 12(1), 115-135.
- Woodford, M. H. et Rossiter, P. B. (1994). Disease risks associated with wildlife translocation projects. Dans P. J. S. Olney, G. M. Mace et A. T. C. Feistner (dir.), *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals* (p. 178-200). Dordrecht, Pays-Bas : Springer Netherlands.

World Resources Institute (WRI). (2012). *sSwot a Sustainability Swot*. Repéré à pdf.wri.org/sustainability_swot_user_guide.pdf

Yeager, C. P. (1997). Orangutan Rehabilitation in Tanjung Puting National Park, Indonesia. *Conservation Biology*, 11(3), 802-805.

Young, R. J. (1997). The importance of food presentation for animal welfare and conservation. *The Proceedings of the Nutrition Society*, 56(3), 1095-1104.

ANNEXE 1 – LISTE DE PROGRAMMES DE TRANSFERT ANIMAL RECONNUS COMME DES PROGRAMMES À SUCCÈS (traduit librement de : Estrada, 2014)

Tableau A.1 Liste de programmes de transfert animal reconnus comme des programmes à succès
(traduit librement de : Estrada, 2014)

Espèces	Nombre de programmes	Références
Arabian Oryx <i>Oryx leucoryx</i>	3	Al Jahdami et al., 2011; Al Zaidadeen & Al Hasaseen, 2008; Harding et al., 2007; Mesochina et al., 2003; Spalton et al., 1999; Stanley Price, 1989; Stanley Price, 2012; Strauss, 2008; Wronski et al., 2011; Zafar-ul Islam et al., 2010, 2011
Przewalski's Horse <i>Equus ferus przewalskii</i>	2	Boyd & Bandi, 2002; Boyd & Houpt, 1994; Kaczensky et al., 2007, 2011a, 2011b, 2013; King & Gurnell, 2005; Slotta-Bachmayr et al., 2004; van Dierendonck & Wallis de Vries, 1996; van Dierendonck et al., 1996; Walzeer et al., 2012
Pygmy Hog <i>Porcula salvania</i>	1	Deb, 1995; Meijaard et al., 2011; Narayan, 2004; Narayan et al., 2008, 2009, 2010
Yellow-footed Rock Wallaby <i>Petrogale x. xanthopus</i>	1	Andrews et al., 2010; Lapidge, 2001, 2005, 2009; Lapidge & Munn, 2012; Lim et al., 1980, 1992; Sharp, 2009
Black-footed Ferret <i>Mustela nigripes</i>	1	Dobson & Lyles, 2000; Jachowski & Lockhart, 2009; Livieri, 2011; Miller et al., 1994; USFWS, 2013; Marinari, 2012
Red Wolf <i>Canis rufus</i>	1	Bartel & Rabon, Jr., 2013; Ginsberg & McDonald, 1990; Hedrick & Fredrickson, 2008; Macdonald & Sillero-Zubiri, 2004; Phillips et al., 2003; Venters, 1989; Waddell & Rabon, Jr., 2012
Gray Wolf <i>Canis lupus</i>	1	Bangs & Smith, 2008; Bangs et al., 1998; Bangs et al., 2001; Bright & Manfredo, 1996; Fritts et al., 1997; Macdonald & Sillero-Zubiri, 2004; Scullery, 2003; Smith & Ferguson, 2006; Zuccotti & Andrew, 1995
Mexican Wolf <i>Canis lupus baileyi</i>	2	Brown & Parsons, 2001; Hedrick & Fredrickson, 2008; Parsons, 1998; USFWS, 1996b
Channel Island Fox <i>Urocyon littoralis</i>	2	Clifford et al., 2006; Coonan & Guglielmino, 2012; Coonan & Schwemm, 2010; Garcelon et al., 1992; Kohmann et al., 2005; Macdonald & Sillero-Zubiri, 2004
Iberian Lynx <i>Lynx pardinus</i>	1	Junta de Andalucia, 2009; Lopez-Parra et al., 2012; Palomares et al., 2005; Palomares et al., 2011; Simon et al., 2012, 2013; Vargas et al., 2008; Delibes et al., 2000
Sumatran Orangutan <i>Pongo abelii</i>	1	Kelle et al., 2013; Kuze et al., 2012; Riedler et al., 2010; Singleton et al., 2004; Trayford et al., 2010; Wich et al., 2004; Wich et al., 2009
Chimpanzee <i>Pan troglodytes</i>	1	Cawthon Lang, 1996; Farmer et al., 2010; Goossens et al., 2005; Marsden et al., 2006; Thompson, 2013; Tutin et al., 2001
Whooping Crane <i>Grus americana</i>	1	Animal Diversity Web; CWS & USFWS, 2005; Keller & Hartup, 2013; Travsky & Beauvais, 2004; WDNR, 1996
California Condor <i>Gymnogyps californianus</i>	1	Burnham & Whaley, 2013; Mee & Hall, 2007; The Peregrine Fund, 2013; USFWS, 1996a; Wallace, 2012

**Tableau A.1 Liste de programmes de transfert animal reconnus comme des programmes à succès
(suite)**

Espèces	Nombre de programmes	Références
Asian Houbara Bustard <i>Chlamydotis undulata macqueenii</i>	2	Combreau & Smith, 1998; Islam et al., 2011; Islam et al., 2013; Jalme et al., 1996; Judas et al., 2006; Seddon et al., 1995; van Heezik et al., 1999
Malherbe's Parakeet <i>Cyanoramphus malherbi</i>	2	Ewen et al., 2013; Kearvell et al., 2002; Ortiz-Catedral & Brunton, 2009; Ortiz-Catedral et al., 2009, 2010, 2012
Helmeted Honeyeater <i>Lichenostomus melanops cassidix</i>	1	Franklin et al., 1995; Menkhorst, 2008; Menkhorst & Middleton, 1991; Menkhorst et al., 1999; Mountfort, 1988; Moyser, 1997; Smales et al., 2000
Barn Owl <i>Tyto alba</i>	1	Barn Owl Trust, 2010; Green & Ramsden, 2001; Meek et al., 2003; Warburton, 1984

ANNEXE 2 – SYNTHÈSE DES FACTEURS DE SUCCÈS DES PROGRAMMES DE TRANSFERT D'ESPÈCES ANIMALES TERRESTRES

Tableau A.2 Synthèse des facteurs influençant le succès des programmes de transfert d'espèces animales terrestres

Facteurs de succès
<p>Choix et connaissance suffisante de la biologie et de l'écologie d'une espèce :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aire de répartition et domaine vital (localisation, superficie, etc.); • Démographie (dynamique de colonisation, etc.); • Préférences d'habitat (climat, altitude, végétation, sols, abris, etc.); • Alimentation (sources de nourriture, sources de nutriments, etc.); • Organisation et interactions sociales; • Génétique (taxonomie intraspécifique, etc.); • Physiologie; • Cycle biologique (âge de sevrage; âge à maturité sexuelle, etc.); • Reproduction (système d'accouplements, âge de la maturité sexuelle, temps de gestation, nombre de juvéniles par portée, caractéristiques des sites de reproduction, soins parentaux, etc.); • Comportements (évitement de la prédation, recherche de nourriture, interactions sociales, etc.); • Déplacements (distance de dispersion et de migration, routes de migration, etc.); • Saisonnalité et phénologie des divers aspects biologiques; • Besoins en termes de soins vétérinaires; • Interactions avec les autres espèces (alimentation, prédation, maladies, commensalisme, symbioses, mutualismes, etc.). • Etc.
<p>Équipes de travail :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ressources humaines suffisantes; • Connaissances et expérience des employés; • Qualités personnelles et professionnelles; • Formations.
Élimination des causes du déclin et des menaces
<p>Localisation, protection et qualité du site de relâchement :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Présence d'un habitat approprié et qualité de l'habitat; <ul style="list-style-type: none"> ○ Sources de nourriture (qualité et quantité); ○ Abris (qualité et quantité); ○ Superficie; ○ Connectivité; ○ Localisation, proximité des collectivités et accès; ○ Capacité de support; ○ Végétation (composition, structure, abondance, etc.); ○ Sols; ○ Climat; ○ Altitude; ○ Espèces symbiotiques; ○ Espèces compétitrices (densité, niche écologique, etc.); ○ Pathogènes locaux; ○ Type et niveau de protection légale; • Restauration de l'habitat dégradé.
<p>Conformité légale et réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fédérale; • Provinciale; • Municipale.
<p>Choix des individus :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Provenance; • Génotype; • Morphologie; • Physiologie; • Âge; • Sexe; • Comportements et tempéraments; • État de santé.

Tableau A.2 Synthèse des facteurs influençant le succès des programmes de transfert d'espèces animales terrestres (suite)

Facteurs de succès
Soins « bon départ »
Enrichissement environnemental avant le relâchement : <ul style="list-style-type: none"> • Comportements; <ul style="list-style-type: none"> ○ Éviter la prédation; ○ Recherche de nourriture; ○ Interactions sociales; ○ Reproduction; ○ S'orienter, sélectionner l'habitat et trouver un abri; ○ Locomotion. • Condition physique.
Libération en douceur : <ul style="list-style-type: none"> • Approvisionnement supplémentaire en abris; • Approvisionnement supplémentaire en nourriture et en eau; • Administration de soins vétérinaires; • Contrôle des prédateurs; • Enrichissement environnemental; • Etc.
Gestion génétique et démographique : <ul style="list-style-type: none"> • Nombre d'animaux transférés; • Distribution des relâchements dans le temps; • Diversité génétique au sein de la population.
Contrôle de la santé/risques de maladies : <ul style="list-style-type: none"> • Dépistage des animaux; • Examens physiques; • Collection et analyse d'échantillons biologiques prélevés; • Contrôle parasitaire; • Quarantaine; • Vaccination; • Marquage des animaux contrôlés; • Formation du personnel; • Dépistage de la santé du personnel; • Évaluation des méthodes et des installations d'élevage; • Tenue des dossiers médicaux.
Bien-être des animaux
Suivi après le relâchement : <ul style="list-style-type: none"> • Suivi démographique; • Suivi écologique; • Suivi comportemental; • Suivi génétique; • Suivi sanitaire et de la mortalité; • Suivi social, culturel et économique; • Suivi des caractéristiques et des méthodes utilisées dans le programme.
Acceptabilité sociale et support des parties prenantes à long terme : <ul style="list-style-type: none"> • Contexte sociopolitique et culturel; • Activités d'éducation et de sensibilisation; • Activités de communication et de relations publiques; • Activités récréotouristiques; • Activités de recherche; • Publicité; • Etc.
Financement
Gestion du programme : <ul style="list-style-type: none"> • Techniques; • Contraintes de temps; • Ressources matérielles/infrastructures adéquates; • Etc.
Évaluation du succès d'un programme

ANNEXE 3 – LISTE DE PARTIES PRENANTES POUVANT ÊTRE IMPLIQUÉES DANS UN PROGRAMME DE TRANSFERT D'ESPÈCE ANIMALE TERRESTRE AU CANADA

- Gouvernements fédéraux (ECCC, MPO, AAC, PCH via l'Agence Parcs Canada);
- Gouvernements provinciaux (Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation, MFFP, MELCC, MAPAQ et Ministère des Transports [pour infrastructures, routes, mortalité animale sur les routes, etc.]);
- Administrations locales (communautés métropolitaines, MRC et municipalités concernées);
- Communautés autochtones;
- Comités consultatifs (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, RESCAPÉ et CAEFMVQ);
- Organismes sans but lucratif et ONG œuvrant dans le domaine de la conservation et de l'environnement;
- Institutions scolaires et organisations de recherche;
- Entreprises privées;
- Financeurs privés;
- Commanditaires;
- Agriculteurs;
- Propriétaires de terrains privés;
- Chasseurs, pêcheurs et adeptes de plein air;
- Citoyens et organisations citoyennes locales;
- Médias.